



*Российская Академия Наук*

# ТРУДЫ

Кольского научного центра РАН

**2/2012 (9)**

**ПРИКЛАДНАЯ  
ЭКОЛОГИЯ СЕВЕРА**

выпуск 1

Труды Кольского научного центра РАН

2 / 2012

Апатиты  
2012

**ISBN**

Труды Кольского научного центра РАН

**ПРИКЛАДНАЯ ЭКОЛОГИЯ СЕВЕРА**

выпуск 1

Редакционная коллегия серии «Прикладная экология Севера»:

ответственный редактор – д.б.н., проф. Н.А.Кашулин;

зам. отв. редактора – д.г.н., проф. В.А.Даувальтер;

к.б.н. С.А.Валькова;

к.б.н. Д.Б.Денисов;

к.б.н. П.М.Терентьев;

к.г.н. С.С.Сандимиров

СОДЕРЖАНИЕ

	Стр.
От редколлегии.....	5
Кашулин Н.А., Денисов Д.Б., Валькова С.А., Вандыш О.И., Терентьев П.М.	6
Даувальтер В.А., Кашулин Н.А., Сандимиров С.С.	54
Сандимиров С.С.	87
Демин В.И.	97
Комулайнен С.Ф., Круглова А.Н., Барышев И.А.	109
Денисов Д.Б.	126
Вандыш О.И.	148
Валькова С.А., Кашулин Н.А., Даувальтер В.А., Сандимиров С.С.	165
Стерлигова О.П., Китаев С.П., Ильмаст Н.В.	182
Горбачев С.А.	188
Терентьев П.М., Кашулин Н.А.	204
Королева И.М., Валькова С.А., Вандыш О.И., Денисов Д.Б., Терентьев П.М., Сандимиров С.С., Даувальтер В.А., Кашулин Н.А.	243

## **ISBN**

Transactions  
Kola Science Centre  
Applied ecology of the North  
Series 1

Editor-in-Chief – N.A.Kashulin, Dr.Sc.(Bio), Prof.  
Deputy Editor-in-Chief – V.A.Dauvalter, Dr. Sc.(Geo), Prof.

Editorial board:  
S.A.Valkova, PhD(Bio),  
D.B.Denisov, PhD(Bio),  
P.M.Terentjev, PhD(Bio),  
S.S.Sandimirov, PhD(Bio)

CONTENTS

	Page
From Editorial Council.....	5
Kashulin N.A., Denisov D.B., Valkova S.A., Vandysh O.I., Terentjev P.M.	6
Dauvalter V.A., Kashulin N.A., Sandimirov S.S.	54
Sandimirov S.S.	87
Demin V.I.	97
Komulaynen S.F., Kruglova A.N., Baryshev I.A.	109
Denisov D.B.	126
Vandysh O.I.	148
Valkova S.A., Kashulin N.A., Dauvalter V.A., Sandimirov S.S.	165
Sterligova O.P., Kitaev S.P., Ilmast N.V.	182
Gorbachev S.A.	188
Terentjev P.M., Kashulin N.A.	204
Koroleva I.M., Valkova S.A., Vandysh O.I., Denisov D.B., Terentjev P.M., Sandimirov S.S., Dauvalter V.A., Kashulin N.A.	243

## ОТ РЕДКОЛЕГИИ

### *Уважаемые коллеги!*

В первом выпуске «Трудов Кольского научного центра РАН», посвященном теме «Современные тенденции изменений пресноводных экосистем Севера», изложены результаты исследований экологического состояния озер Евро-Арктического региона. Основными объектами исследований являются водоемы Мурманской области и Республики Карелия. Особое внимание уделено озерам, расположенным в приграничной территории между Россией, Норвегией и Финляндией. Этот район уже более 60 лет интенсивно загрязняется выбросами тяжелых металлов и сернистого газа, поступающими в атмосферу при переработке медно-никелевых руд и производстве фаншпейна на комбинате «Печенганикель».

Авторами обобщены многолетние исследования содержания химических элементов в донных отложениях; показаны закономерности формирования химического состава вод под воздействием аэротехногенных нагрузок, рассматриваются тенденции изменений климата на Кольском полуострове. Обсуждаются закономерности трансформации структуры и функционирования различных компонентов пресноводных экосистем (фитопланктона, зоопланктона, зообентоса, ихтиофауны), представлен прогноз их изменения под воздействием антропогенных загрязнений и глобальных изменений окружающей среды.

**Н.А.Кашулин, Д.Б.Денисов, С.А.Валькова, О.И.Вандыш, П.М.Терентьев**

## **СОВРЕМЕННЫЕ ТЕНДЕНЦИИ ИЗМЕНЕНИЙ ПРЭСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЕВРО-АРКТИЧЕСКОГО РЕГИОНА**

### **Аннотация**

Представлены результаты многолетних комплексных исследований пресноводных водоемов Севера Европы. Выявлен ряд закономерностей в изменениях структурно-функциональной организации популяций гидробионтов, а также специфические изменения в их организмах в условиях загрязнения водоема тяжелыми металлами. Установлены определенные закономерности и зависимости наблюдаемых эффектов от величины нагрузки, представлен прогноз дальнейшего развития гидробиоценозов.

### **Ключевые слова**

*пресноводные экосистемы, изменение климата, антропогенное загрязнение, тяжелые металлы, планктон, бентос, ихтиофауна.*

**N.A.Kashulin, D.B.Denisov, S.A.Valkova, O.I.Vandysh, P.M.Terentjev**

## **THE MODERN TENDENCIES OF MODIFICATION OF FRESH WATER ECOSYSTEMS OF THE EURO-ARCTIC REGION**

### **Abstract**

Results long-term integrated researches of freshwater ecosystem of North Europe are reported. A number of patterns in modification of the structure and the functioning of hydrobiont populations and the specific changes in their organisms as affected of heavy metals water pollution were revealed. The forecast of hydrobiont community development is presented.

### **Key words:**

*freshwater ecosystem, climate changes, anthropogenic pollution, heavy metals, plankton, benthos, fish fauna.*

Поверхностные воды занимают важнейшее место среди природных ресурсов Арктики. Озера и реки во многом определяют экономическое и социальное развитие северных регионов, тесным образом связаны с культурным наследием коренных народов, являются составной частью их жизненной среды. Пресные воды служат источниками водоснабжения населения и промышленных объектов, источниками энергии, транспортными артериями многих регионов, объектами коммерческого и спортивного рыболовства, рыбоводства, рекреационными объектами, способствующими развитию туризма.

В то же время водные экосистемы являются наиболее уязвимыми компонентами природной среды Арктики, поскольку интегрируют все изменения окружающей среды, происходящие на территории их водосборов. Вследствие особенностей распространения воздушных масс Северного полушария Земли большая часть загрязняющих веществ, выбрасываемых в атмосферу в индустриально развитых регионах, переносится в Арктику, где они осаждаются и накапливаются в экосистемах. Значительна роль и местных источников загрязнения.

Существенную роль в изменении условий обитания в арктических регионах играют изменения климата, имеющие глобальный характер. И хотя общая направленность таких изменений не однозначна, а в отдельных районах может иметь разнонаправленный характер, не вызывает сомнения разбалансировка климатической системы, снижение стабильности, увеличение

ее, по образному выражению академика Ю.И. Израэля, «нервности». В последние годы в высоких широтах регистрируются наибольшие уровни проявления признаков глобальных и региональных преобразований климатических процессов, включая аномальные отклонения температуры на фоне тренда на потепление (Polyakov et al., 2002; McBean et al., 2005; ACIA, 2005). Реальное влияние связанных с изменением климата процессов показывает высокую сложность этих взаимодействий, особенно во взаимосвязи с многофакторной антропогенной нагрузкой. Многогранность возможных реакций на происходящие процессы со стороны экосистем при возможности задержки, их перекрывания, проявления синергетических, аддитивных и антагонистических механизмов делает крайне сложными попытки предсказания возможных последствий.

Проблема оценки и прогноза степени деградации водоемов под воздействием антропогенных загрязнений и глобальных изменений окружающей среды остается по-прежнему актуальной. Не реально осуществлять контроль за всеми абиотическими и биотическими параметрами даже самых простых пресноводных экосистем. Для оценки их состояния используется ограниченное количество доступных показателей, которые можно разбить на две основные группы: определение уровней веществ-загрязнителей в воде и/или в седиментах и использование биомаркеров (включая определение уровне веществ-загрязнителей в биоте). Каждый метод имеет специфические преимущества и недостатки. Биологический эффект того или иного вещества не может быть строго детерминирован лишь его концентрацией в водной среде. Эта зависимость носит вероятностный характер и определение токсического воздействия веществ-загрязнителей на биоту водоема лишь по их количественным показателям в воде или донных отложениях и сравнение их со стандартизированными показателями качества среды (например, ПДК) имеет весьма относительную экологическую ценность.

Биологические показатели состояния экосистем (видовое разнообразие, популяционные и организменные показатели и т.д.) имеют очевидные преимущества, так как являются "интегрирующими" показателями всех изменений за продолжительный период времени и непосредственно отражают ответы биоты на тот или иной вид антропогенного воздействия. Однако выявить и интерпретировать последствия, обусловленные антропогенным фактором, довольно сложно. Показатели сообщества и популяций часто опосредованы процессами, происходящими на более низких трофических уровнях, и протекают на фоне их естественных колебаний. Понятие "нормальные показатели" для биологических систем довольно условно и непостоянно. Оно зависит от региональных, сезонных, меж- и внутривидовых, половых различий, физиологического состояния организма и колебаний нормальных факторов внешней среды и способности организмов к ним приспосабливаться. Кроме того, трудности в интерпретации наблюдаемых эффектов обусловлены неспецифичностью ответов биологических систем высокого уровня. Поэтому проведение лишь биологических исследований, без комплексного анализа качества окружающей среды не может дать ответы на все вопросы.

Необходимо также добавить ряд специфических региональных особенностей, осложняющих интерпретацию получаемых результатов исследований водоемов Евро-Арктического региона. Как правило, загрязнение сточными водами носит относительно локальный характер, в то время как

остальные территории подвергаются аэротехногенному типу загрязнения, для которого свойственна следующая специфика:

- нагрузка носит специфический характер, обусловленный долговременной и сезонной динамикой выпадения загрязнителей из атмосферы: наблюдается пиковое увеличение нагрузки токсикантов в короткие периоды снеготаяния или обильных дождей на фоне общего медленного возрастания их концентрации за относительно продолжительный период;

- постепенное накопление в наземных и пресноводных экосистемах, возрастание общего количества долгоживущих загрязняющих веществ, циркулирующих в этих экосистемах;

- скорость миграции загрязняющих веществ в наземных и водных экосистемах обусловлена геологией водосборов, ландшафтными характеристиками, морфологией водоемов и другими факторами;

- большая часть загрязняющих веществ, выпадающих на территорию водосбора, в конечном итоге оказывается в водоеме, и их состояние может быть показателем нагрузки на весь этот район.

В целом можно выделить следующие региональные особенности, которые необходимо учитывать при изучении водоемов Севера.

- Природная вариабельность параметров природных сред и биологических систем. Для региона характерно чрезвычайно высокое разнообразие типов ландшафтов, что затрудняет проведение сравнительных исследований, так как даже на небольшом участке могут оказаться водоемы с радикально отличающимися природными условиями. Отсутствие четких представлений о внутриводоемных процессах, включая определение токсичности и биодоступности загрязняющих веществ для гидробионтов. Особенности арктических пресноводных экосистем (короткий вегетационный период, короткие пищевые цепи, высокая эффективность утилизации доступной энергии, уязвимость структуры сообществ и зависимость ее от отдельных видов).

- Особенности распространения, выпадения, миграций, трансформации загрязняющих веществ. Специфика процессов глобального и локального загрязнения окружающей среды, на фоне низкой минерализации и буферной емкости поверхностных вод. Отсутствие четких границ начала регионально-фоновой зоны, что нередко приводит к методической ошибке выбора контрольных объектов, связанных с оценкой интенсивности и степени воздействия на объект, расположенный в локальной зоне источника загрязнения. Отсутствие объективных показателей нагрузки на водоем за продолжительный период времени: до сих пор не создано надежных методов количественной оценки поступления загрязняющих веществ в различные компоненты природной среды за долговременную ретроспективу. Причем определение дозы важно не только для зоны локального загрязнения, но также и регионально-фоновой зоны.

- Аккумуляция долгоживущих загрязняющих веществ в экосистемах, постоянное увеличение их общего количества, циркулирующего в экосистеме. Существуют трудности аналитического определения долгосрочных изменений их низких уровней в природных средах. Отсутствие достоверной информации о состоянии экосистем в «доиндустриальный период». Отсутствие достоверных долговременных рядов наблюдений. Неопределенность и неспецифичность ответных реакций биологических систем на продолжительное воздействие малых сублетальных доз.

Трудности определения биологической опасности того или иного вида загрязнения можно наглядно продемонстрировать на примере загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами, приоритетными поллютантами региона. Хорошо известно, что тяжелые металлы являются наиболее опасными загрязняющими веществами, поступающими в окружающую среду в результате человеческой деятельности из-за их высокой токсичности и потенциальной биоаккумуляции в живых организмах, в том числе и гидробионтах. В то же время при оценке опасности загрязнения нельзя руководствоваться только количественными показателями содержания того или иного вещества. Его токсичность и биодоступность в природном водоеме будет определяться множеством абиотических и биотических факторов. Экотоксикологический эффект действия тяжелых металлов зависит от биологической особенности объекта, качества среды, типов соединений, в которых находится металл, продолжительности воздействия, путей поступления металла (через воду, донные осадки, пищу), физиологического состояния рыб, эффектов взаимодействия с другими стрессовыми факторами, в том числе и с другими металлами, способности рыб перемещаться в незагрязненные участки и др. Все эти факторы могут напрямую или косвенно зависеть от pH, температуры и других физических и химических факторов.

Кислотность среды является основным фактором, контролирующим и регулирующим вариабельность во многих химических, биологических и геологических процессах. Понижение pH является причиной многих дополнительных изменений качества воды, потенциально воздействующих на водные организмы. Важнейший эффект pH – влияние на растворимость и формы нахождения токсичных металлов. Концентрация ионов металла, которые являются более биодоступными формами элементов, как правило, увеличивается со снижением pH.

Хотя выбросы кислотообразующих соединений предприятиями цветной металлургии региона в последние годы сократились, они по-прежнему остаются значительными, обуславливая процессы закисления поверхностных вод в кислоточувствительных районах и вызывая весенние pH-шоки практически по всей территории региона. При этом в последние десятилетия выбросы в атмосферу тяжелых металлов практически не сокращаются (рис.1).

Помимо кислотности на биодоступность металлов оказывают влияние и другие факторы среды. Так, в противоположность низким pH, ионы  $Ca^{+2}$  и  $Mg^{+2}$  могут проявлять защитное действие от тяжелых металлов, которое заключается в их успешной конкуренции с последними на поверхности жабр рыб. Многие природные органические соединения образуют с тяжелыми металлами малорастворимые комплексы. В естественных водоемах вещество-загрязнитель или какая-то его часть может находиться в связанных формах (комплексах или ассоциациях), что делает его полностью или частично недоступным для биоты. При этом вещество-загрязнитель не оказывает прямого токсического воздействия на водные экосистемы, но может рассматриваться как потенциальная угроза окружающей среде, если возможно изменение его биодоступности под воздействием каких-либо дополнительных факторов (например, изменение pH). Необходимо также учитывать «постоянство» токсиканта (т.е. его время присутствия в водоеме) и риск биоаккумуляции в пищевых цепях, что может вызывать увеличение концентрации токсиканта в организмах высших трофических уровней. Связанные элементы могут быть абсорбированы микроорганизмами и включены в пищевые цепи или непосредственно попадают в организмы животных более высоких трофических уровней с пищей (фильтраторы, бентофаги и т.д.).

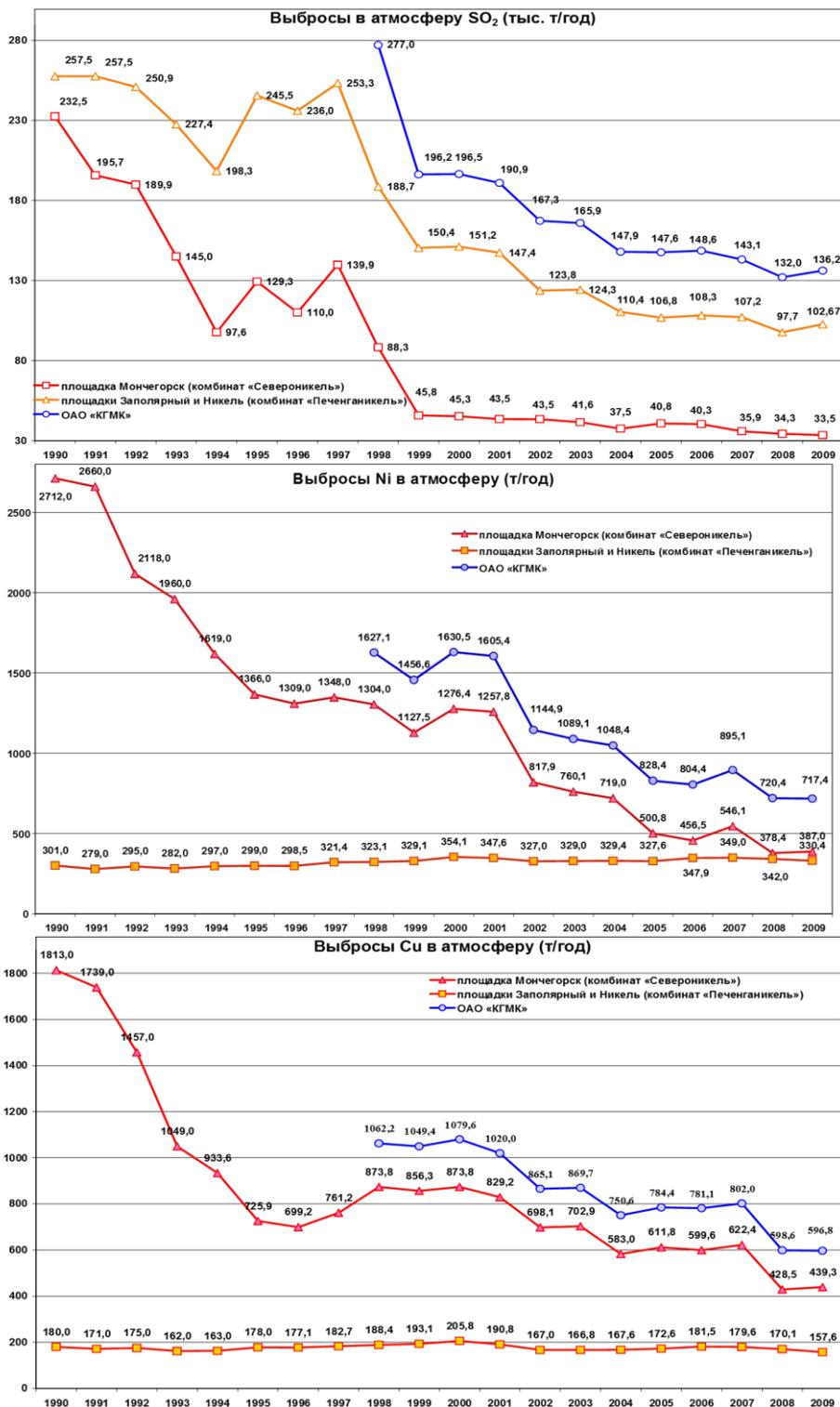


Рис.1. Динамика выбросов в атмосферу загрязняющих веществ ОАО «Кольская горно-металлургическая компания» (<http://www.kolagmk.ru/ecology/monitoring>)

Таким образом, токсичность и биодоступность тяжелых металлов в природных водоемах зависит от очень большого числа факторов. При оценке антропогенных изменений состояния экосистемы перед исследователями всегда стоит проблема выбора ее характеристик, адекватно отражающих протекающие процессы.

Многолетние комплексные исследования водоемов Севера Европы, выполненные Лабораторией водных экосистем ИППЭС КНЦ РАН, позволяют сделать вывод, что показатели состояния сообществ гидробионтов объективно отражают состояние окружающей среды и могут быть использованы для ее оценки. Сравнительное исследование биологических систем различного уровня организации в условиях, как естественных, так и в антропогенно-измененных, позволяет непосредственно выявить эффекты, обусловленные воздействием загрязняющих веществ за продолжительный период времени, определить пороговые уровни нагрузок и дать наиболее реалистичный прогноз развития. Результаты исследований позволяют выявить ряд закономерностей в изменениях структурно-функциональной организации популяций гидробионтов, а также специфические изменения в их организмах в условиях загрязнения водоема тяжелыми металлами. Установлены определенные закономерности и зависимости наблюдаемых эффектов от величины нагрузки. Качественные и количественные показатели могут быть использованы для биоиндикации данного вида загрязнений и определения критических нагрузок.

### **Тенденции изменений водорослевых сообществ**

Важнейшим элементом водных экосистем являются первичные продуценты, основными из которых в северных областях являются водоросли. Различные показатели состояния сообществ водорослей являются признанной обязательной составляющей системы экологического мониторинга (Барина, Медведева, 1996; Комулайнен, 2003, 2007; Барина и др., 2006; Комулайнен и др., 2006;). Вместе с тем, изученность пресноводных водорослевых сообществ региона, особенно в «доиндустриальный» период и период наибольшей индустриальной активности, остается недостаточной. Наиболее ценные сведения о водорослях систематизированы в ряде работ (Комулайнен и др., 2006). Имеются данные первых флористических исследований водорослей на Кольском полуострове (Wahlanberg, 1812; Nylander, Saelan, 1859; Kihlman, 1890; Kihlman, Palmén, 1889). Большой вклад в изучение состава и региональных особенностей альгофлоры, а также последствий антропогенных преобразований экосистем субарктических водоемов внесли сотрудники Института озероведения РАН (Давыдова, 1971; Летанская, 1974) и Карельского научного центра (Комулайнен, 2003; 2007). В последние годы получены данные о видовом составе и структуре водорослевых сообществ Кольского Севера (Каган, Денисов, 2002; Шаров, 2004; Денисов, Кашулин, 2007; Денисов, 2007; 2009; 2010; Кашулин и др., 2008; 2009). Тем не менее, информация о водорослях многочисленных разнотипных малых озер региона практически отсутствует или является отрывочной. Многие результаты получены по данным разового отбора проб, поэтому могут не отражать реальное состояние водоема, особенно это относится к фитопланктону, численность и видовой состав которого способны к резким изменениям в ответ на меняющиеся внешние условия, что особенно ярко проявляется в малых озерах. В этих обстоятельствах велика роль диатомового анализа донных отложений, позволяющего реконструировать динамику интегральных параметров, отражающих состояние и развитие экосистемы в историческом прошлом.

Анализ имеющихся данных позволяет сделать выводы об основных тенденциях изменений, происходящих в сообществах водорослей за последние десятилетия. Происходят радикальные перестройки структурно-функциональных характеристик альгоценозов, изменение направления и скорости сукцессий как результат взаимозависимого действия целого комплекса регулирующих факторов, из которых наиболее значимыми являются антропогенные, в настоящее время усиленные аномальной динамикой региональной климатической системы (рис.2).

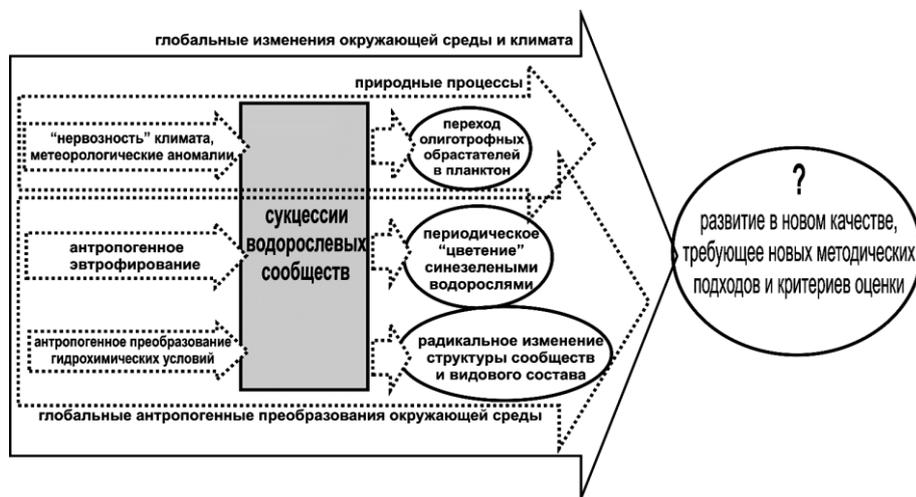


Рис.2. Схема трансформации водорослевых сообществ и определяющие этот процесс факторы

Водорослевые сообщества чутко реагируют на все происходящие изменения: формируются новые адапционные механизмы, меняются продукционные характеристики сообществ и экологические предпочтения отдельных видов. Это приобретает определяющее значение для биоиндикации качества среды и задач гидроэкологического мониторинга. При оценке качества вод на основе гидробиологических показателей в настоящее время требуется учитывать синергетику нового комплекса факторов, действие которых неоднозначно и не всегда может быть оценено с помощью существующих общепринятых комплексных показателей. Очевидно, ряд критериев оценки качества среды на основе водорослевых сообществ, требует корректировки и пересмотра для получения объективных результатов биоиндикации состояния водных экосистем.

**Изменение степени сапробности.** Сапробность представляет собой способность организма выживать в условиях так называемого «органического» загрязнения, под которым понимается поступление элементов минерального питания (фосфаты и нитраты) растительных организмов, продуцентов органического вещества, а также гуминовых веществ и органических соединений различного происхождения. Как правило, загрязнение этого типа сопряжено с развитием процессов эвтрофирования. В рамках реализации мониторинга состояния окружающей среды, проведения инженерно-экологических изысканий, процедуры ОВОС и др. для оценки качества вод по гидробиологическим показателям используются нормативы, закрепленные ГОСТ 17.1.3.07-82. Для определения качества вод и степени их загрязнения рекомендован индекс сапробности ( $S$ ), выражающий степень загрязнения вод (рис.3) (Сладечек, 1967; Баринава и др., 2006; 1986; Sladecsek, 1973).

Класс качества вод	Диапазон значений индекса сапробности	Степень сапробности	
		Степень сапробности	Степень сапробности
I очень чистые	> 1.00	0.0	ксеносапробная (x)
		0.4	ксено-олигосапробная (x-o)
		0.6	олиго-ксеносапробная (o-x)
II чистые	1.00-1.50	0.8	ксено-бета-мезосапробная (x-β)
		1.0	олигосапробная (o)
		1.4	олиго-бета-мезосапробная (o-β)
III умеренно загрязненные	1.51-2.50	1.6	бета-олигосапробная (β-o)
		1.8	олиго-альфа-мезосапробная (o-α)
		2.0	бета-мезосапробная (β)
IV загрязненные	2.51-3.50	2.4	бета-альфа-мезосапробная (β-α)
		2.6	альфа-бета- мезосапробная (α-β)
		2.8	бета-полисапробная (β-p)
V грязные	3.51-4.50	3.0	альфа-мезосапробная (α)
		3.4	альфа-полисапробная (α-p)
		4.0	полисапробная (p)
VI очень грязные	< 4.51	4.5-5.5	изосапробная (i)

Рис.3. Классификация качества вод и соответствующие степени сапробности, характеризующие процессы эвтрофикации и самоочищения (ГОСТ 17.1.3.07-82)

Реакция водорослей на органическое загрязнение является сравнительно хорошо изученной областью, что позволяет наиболее адекватно оценивать качество вод на основе сапробного индекса, рассчитанного по альгоценозам. В то же время индекс сапробности представляет собой интегральный показатель состояния альгоценозов и отражает не только степень органического загрязнения, но и особенности внутренней организации водорослевых сообществ, межвидового конкурентного взаимодействия, а также косвенно характеризует биотопические характеристики.

Первоначально индекс сапробности был разработан для оценки уровня органического загрязнения и развития процессов эвтрофикации и не учитывал возможности одновременного воздействия целого комплекса различных факторов, в том числе токсического воздействия и новых сезонных вариаций аномалий метеорологических условий.

К настоящему времени обобщены и систематизированы данные о состоянии водорослей планктона и перифитона водоемов различных ландшафтов Кольского полуострова. В не нарушенных антропогенной деятельностью водных объектах структурно-функциональная организация водорослевых сообществ определяется локальной дифференциацией условий в пределах ландшафтного комплекса. Все воды относятся к лимноссапробной категории ( $S$  от 0 до 2.0) и характеризуются ультраолиготрофным и олиготрофным трофическим статусом по содержанию хлорофилла «а». Фитоперифитон изученных водоемов отличается большим числом видов, численностью и биомассой (по сравнению с фитопланктоном) и зачастую является основным источником фитомассы, образуемой автотрофами в водоемах, что особенно характерно для мелководных тундровых озер (рис.4).

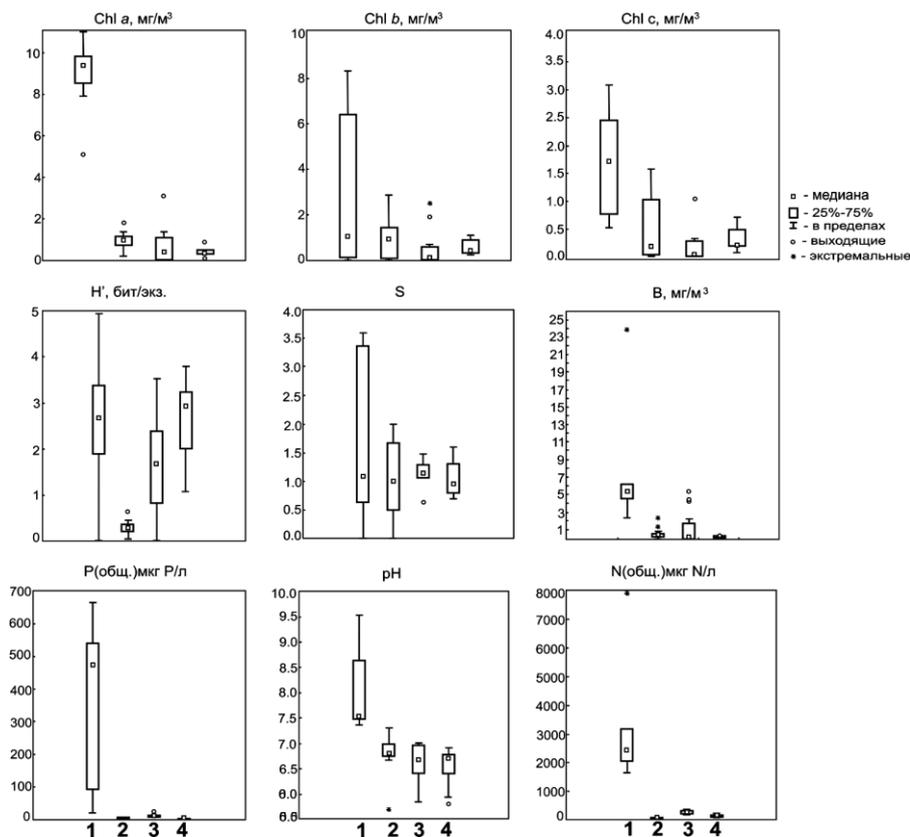


Рис.4. Содержание хлорофиллов (Chl), видовое разнообразие водорослей планктона и перифитона ( $H'$ ), биомасса фитопланктона ( $B$ ), индекс сапробности ( $S$ ) и некоторые гидрохимические характеристики озер различных ландшафтов Кольского Севера:

1 – загрязняемые и эвтрофируемые; 2 – тундровые и лесотундровые; 3 – горные; 4 – северотаежные

Показано, что наибольшими значениями сапробного индекса, отражающего нагрузку биогенными элементами ( $S$ ), характеризуются водные объекты, испытывающие загрязнение предприятиями по добыче и переработке апатитовых руд (ОАО «Апатит» и Ковдорский ГОК), а также подверженные антропогенному эвтрофированию (стоками очистных сооружений), что обусловлено экстремально высокими для вод Кольского Севера концентрациями  $N$  и  $P$ . Повышенные значения  $pH$  также стимулируют развитие водорослей (рис.4). Водоемы этой группы различаются набором антропогенных факторов и их сочетанием, что отражается на водорослевых сообществах широким диапазоном значений индекса видового разнообразия и сапробности. В то же время водоемы, испытывающие токсическую нагрузку или характеризующиеся высоким содержанием минеральной взвеси, отличаются сравнительно небольшими значениями  $S$ , на уровне олигосапробных вод (0.8-1.2) в силу угнетения развития водорослей – сапробионтов. Вероятно, для подобных случаев необходимы корректировка сапробного индекса и его адаптация для оценки качества вод по принятым в РФ нормативам либо ограничения по его применению (ГОСТ 17.1.3.07-82).

**Усиление эвтрофикации.** Долговременная эвтрофикация вод и интенсификация этих процессов в последние годы проявляется не только в условиях загрязнения стоками предприятий апатитовой промышленности и очистных сооружений городов, но и приобретает глобальный характер и регистрируется в различных районах Кольского полуострова. Степень вклада антропогенных факторов в процессы эвтрофикации вод наглядно демонстрируют величины содержания хлорофилла «а» и максимальной биомассы водорослей планктона. Современные тенденции изменения трофического статуса вод характеризуются значительным усилением скорости этих процессов, а также сильным отклонением ряда показателей от средних значений (рис.4). На рис.5 показана многолетняя динамика значений биомассы фитопланктона для двух участков акватории оз.Имандра и озерно-речной системы Пасвик.

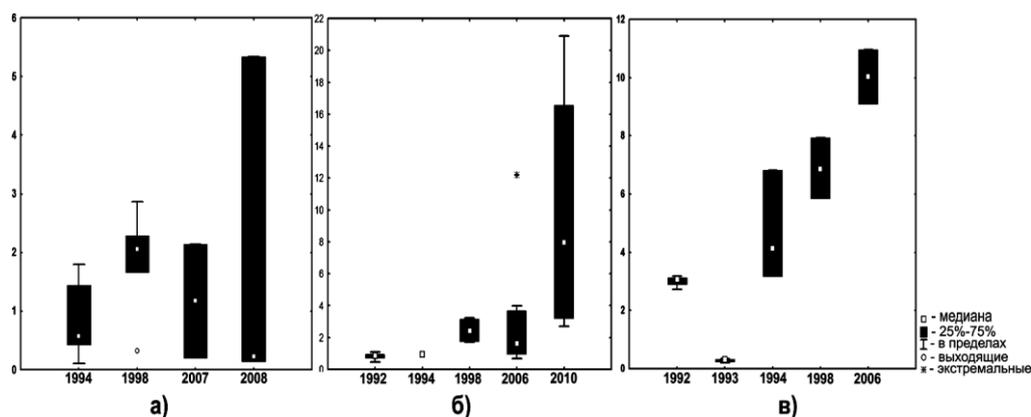


Рис.5. Тренды увеличения биомассы ( $г/м^3$ ) летнего фитопланктона в разные годы: а) озерно-речная система Пасвик, б) оз.Имандра, район острова Йокостров; в) оз.Имандра, губа Монче

Из этих данных видно, что в последние годы увеличиваются как средние значения биомассы фитопланктона (для оз.Имандра), так и их диапазон – больше экстремальных значений. Это является свидетельством кратковременных периодов массового развития фитопланктона (вплоть до «цветения» воды) в отдельные сезоны. Следует отметить, что уровень биогенной нагрузки антропогенного происхождения в последние годы сохранялся примерно на одном уровне, в то время как значения биомассы (с учетом экстремальных) выросли в несколько раз. Очевидно, процессы эвтрофирования стали усиливаться другими факторами, из которых наиболее мощным представляется глобальное изменение климата в сторону потепления.

В последние годы (2006-2010) в водоемах различного типа Мурманской области явления массового развития водорослей планктона, вплоть до цианопрокариотического цветения воды, наблюдаются регулярно.

Исследования сезонной динамики сообществ фитопланктона, проведенные на базе комплексного мониторингового полигона «Имандра», зарегистрировали периоды массового развития водорослей. Наиболее интенсивное цветение вод наблюдалось в мелководных прогреваемых заливах в районе острова Большой Йокостров. Основными массовыми видами летнего фитопланктона (июль-август) являются перидиниевые (*Ceratium hirundinella* (O.F. Müll.) Bergh f. *hirundinella*; *Peridinium goslaviense* Wolosz) и синезеленые водоросли (*Anabaena lemmermannii* P. Richt.; *A. flos-aquae* Born. et Flah.

*f. flos-aquae*). При этом цианобактерии развиваются эпизодически в условиях штиля в заливах, а перидинеи – в открытых участках акватории. Массовое развитие перидинеевых водорослей в штилевую погоду придает поверхности вод рыжевато-красный оттенок. Во время массового развития синезеленых водорослей биомасса может достигать экстремально высоких значений – свыше 21 г/м<sup>3</sup>. Развитие цианей приводит к изменению гидрохимических характеристик, оптических и органолептических свойств воды. К этим же периодам приурочена гибель молоди сиговых рыб. Хорошо известно, что выявленные в этот период в озере массовые виды Cyanoprokaryota способны выделять в воду токсичные для гидробионтов вещества (цианотоксины), что и могло послужить причиной гибели молоди рыб.

**Изменение продукционных процессов.** Являясь фотоавтотрофами, водоросли формируют первичную биомассу, служащую основой для функционирования последующих трофических уровней экосистемы. Скорость образования первичной продукции и уровень образуемой биомассы представляет собой фундаментальную характеристику состояния экосистемы в целом. Изменчивость процесса продуцирования экосистем в сезонном или иных аспектах, а также под влиянием всей антропогенной деятельности позволяет сделать вывод о том, что процесс продуцирования является основным источником эволюции экологических процессов. Важность такого подхода к продуцированию очевидна, поскольку изменчивость экосистем и слагающих их объектов с присущими им функциональными особенностями приводит к возникновению нового уровня адаптации и является регулятором устойчивости экосистемы. В условиях Субарктики скорости процесса первичной продукции и уровень образуемой биомассы были невелики (Летанская, 1974). С появлением новых антропогенных факторов и развитием процессов эвтрофикации вод величины первичной продукции многократно возросли. Максимальные значения биомассы фитопланктона в эвтрофируемых водах могут на несколько порядков превышать «фоновый» уровень (рис.4).

До недавнего времени считалось, что скорость продукционных процессов в олиготрофных водоемах, не испытывающих непосредственного загрязнения элементами питания растительных организмов, остается в пределах условно-«фоновых» значений. Особенно это справедливо для малых горных холодноводных водоемов. Тем не менее, в последние годы были зарегистрированы не типичные для региона явления массового развития водорослей для водоемов, развивающихся в условиях отсутствия прямого антропогенного загрязнения. В малых олиготрофных горно-тундровых озерах Хибинского горного массива в 2010 г. был отмечен период массового развития нитчатых зеленых водорослей (*Zygnema sp.*, *Spirogyra sp.*, *Draparnaldia plumosa* (Vauch.) Ag.) в толще воды. Данное явление отмечалось даже в маленьком (<0.1 км<sup>2</sup>) оз.Каровое, расположено на высоте около 410 м над уровнем моря. В оз.Малый Вудьявр массовое развитие нитчатых зеленых водорослей приводило к засорению рыболовных сетей при ихтиологических работах.

Необходимо отметить, что переход представителей перифитона в планктон традиционно считается признаком эвтрофикации водоема. В данном случае речь идет о типичных представителях холодноводного перифитона горных рек, развивающихся в условиях низкого содержания биогенных элементов и высокого содержания кислорода. Эти же водоросли населяют питающие озеро реки. Причины перехода в планктон требуют дополнительных исследований. Вероятно, осеннее перемешивание воды и сочетание метеорологических условий сделало возможным массовое развитие именно этих, не требовательным к биогенным

элементам водорослей. Очевидно, сам этот факт следует рассматривать как индикатор глобальных изменений в экосистемах региона, проявляющихся в том числе и в «нервозности» метеорологических факторов в течение сезона.

Потенциальную возможность такого массового развития водорослей в горных олиготрофных водоемах в конце периода вегетации следует учитывать при проведении сезонных исследований. Очевидно, необходимо поставить вопрос о продукционных возможностях олиготрофных водоемов в отдельные периоды, в качестве основы для последующих прогнозов трансформаций субарктических водоемов под влиянием глобальных изменений окружающей природной среды.

**Изменение таксономической структуры сообществ.** О долговременных изменениях таксономического состава и соотношения видов в сообществах водорослей в региональном масштабе можно судить на основе информации, полученной в различные периоды исследований, систематизированных в работах авторов (Яковлев, 1991; Комулайнен и др., 2006), а также по результатам диатомового анализа донных отложений (Порецкий и др., 1934). Некоторые сведения из ранних исследований водоемов флористического направления содержат ценную информацию о видовом составе водорослевых сообществ из тех районов Кольского Севера, которые и по сей день являются слабо изученными в альгологическом отношении (Зинова, Нагель, 1935; Жадин, Герд, 1961; Нилова, 1966). Достаточно полной и подробной информацией в настоящее время обладают издания, посвященные крупным озерам (Озера различных ландшафтов ..., 1974; Большие озера ..., 1976; Шаров, 2004). На основе этих данных, а также базируясь на результатах последних исследований, можно заключить следующее. Характер устойчивых тенденций в долговременных изменениях водорослевых сообществ определяется локальным действием группы наиболее мощных регулирующих факторов для конкретного водного объекта, например антропогенных. Так, для различных участков акватории оз.Имандра наблюдаются различные изменения в видовой структуре сообществ водорослей в зависимости от вида и интенсивности антропогенного воздействия. В удаленных от промышленных предприятий водоемах регистрируются изменения, связанные с глобальным загрязнением атмосферы. Последствия такого воздействия для водной экосистемы определяются гидролого-геохимическими условиями формирования вод на водосборе, а потому могут привести к различным сценариям изменения таксономической структуры водорослей для каждого озера или водотока. При этом экстраполяция выявленных закономерностей на весь регион представляется весьма затруднительной, в первую очередь, в силу следующих причин:

- 1) высокое многообразие разнотипных водных объектов на территории Кольского полуострова;
- 2) огромное количество регулирующих таксономическую структуру сообществ факторов, как природных, так и связанных с антропогенной деятельностью;
- 3) недостаточная изученность причинно-следственных связей в системе процессов, определяющих направление сукцессий;
- 4) недостаток и (или) отсутствие информации об исторической динамике видового состава в прошлом.

Тем не менее, несмотря на всю сложность, многообразие и разнонаправленность хода сукцессионных процессов пресноводных альгоценозов на Кольском Севере, можно обозначить некоторые общие закономерности в изменениях таксономической структуры сообществ. Во-первых, наиболее выраженные

изменения являются прямым следствием долговременной антропогенной нагрузки, связанной как с локальными источниками, так и с глобальным аэротехногенным загрязнением. Во-вторых, таксономический состав чувствителен к изменениям окружающей природной среды и климата, действие которых, в свою очередь, накладывается на комплекс антропогенных факторов.

Облик альгофлоры водных объектов до начала интенсивного промышленного загрязнения характеризовался доминированием в планктоне и перифитоне диатомовых, зеленых (из которых массовыми являлись десмидиевые) и золотистых водорослей. Это были типично олиготрофные и ультраолиготрофные сообщества, в которых абсолютное большинство видов развивается в условиях низкой минерализации. Для водоемов северотаежных природно-ландшафтных комплексов в составе альгоценозов присутствовал ацидофильный комплекс видов (предпочитающий  $\text{pH} < 7.0$ ), как результат влияния болотного подкисления и присутствия гуминовых кислот в воде. В перифитоне малых рек доминирующими по численности и биомассе группами были виды рода *Zygnema*, *Oedogonium*, в зоне северной тайги – красные водоросли рода *Batrachospermum*.

Добыча и переработка минерального сырья и строительство городов повлекли за собой возникновение мощного антропогенного пресса на целый ряд водных объектов. Наиболее значимым фактором для водорослей явились процессы эвтрофикации. В альгоценозах это проявилось снижением доли золотистых, для зеленых отмечено сокращение доли десмидиевых водорослей, с одновременным увеличением вольвоксовых, а также усилением роли семейства фрагилариевых в сообществах диатомовых водорослей. При этом в водоемах, подверженных непосредственному загрязнению и эвтрофикации, снижается группа ацидофилов, а в некоторых удаленных от промышленных территорий водных объектах, напротив, доля ацидофилов увеличивается, как результат выпадения кислотообразующих соединений. Изменение гидрохимических условий и рост общей минерализации вод привели к сокращению численности галофобов и увеличению доли галофилов, а в некоторых водоемах – мезогалобов. В перифитоне рек, подверженных непосредственному антропогенному загрязнению, изменение таксономического состава проявилось в увеличении доли улотриксковых, а также диатомовых сем. *Fragilariaceae*.

В последние годы действие антропогенных факторов, очевидно, было усилено за счет естественной динамики регионального и глобального климата. Это проявилось в первую очередь в резких и кратковременных сезонных изменениях таксономической структуры, связанных с массовым развитием отдельных видов. В составе альгоценозов увеличилась доля синезеленых водорослей, включая и токсичные формы. Периодически наблюдаются этапы массового развития динофитовых водорослей, причем не исключено, что в водах с высоким трофическим статусом они частично переходят на гетеротрофное питание. В водоемах «фоновых» районов Кольского Севера в настоящее время сохраняется типично «субарктический» облик альгофлоры.

Таким образом, мощное антропогенное загрязнение и эвтрофирование вод на фоне глобальных климатических изменений привело к изменению структуры и количественных показателей водорослевых сообществ субарктических водоемов различных ландшафтов. Установлены тенденции резкого увеличения скорости процессов эвтрофикации вод в последние годы, что проявляется в различных районах Кольского полуострова. Значительное ускорение темпов преобразования структурно-функциональных показателей водорослевых сообществ подтверждается палеоэкологическими исследованиями диатомовых комплексов современных донных отложений озер. Так, для малых

горных водоемов Хибинского горного массива, развивающихся в условиях «фона», видовой состав и структура диатомовых комплексов верхних слоев отложений (что отражает современное состояние водоема) имеет существенные отличия от более глубоких слоев. Следовательно, существенные преобразования происходят именно на современном этапе и затрагивают последние десятилетия. Сочетание нагрузки биогенными элементами с токсическим загрязнением для ряда водоемов приводит к искажению таких показателей, как индекс сапробности ( $S$ ), что заставляет поставить вопрос о разработке корректировок расчетов сапробного индекса для подобных случаев. Наблюдаются периодические всплески численности токсичных синезеленых водорослей, сопровождающиеся гибелью молоди сиговых рыб. Впервые для Кольского полуострова были зарегистрированы явления перехода в планктонное состояние представителей олиготрофного перифитона в малых горно-тундровых водоемах Хибинского горного массива, что требует переоценки продукционных характеристик озер этого типа и пересмотра методологических подходов к их исследованию, в частности, касающихся периодичности отбора проб.

### **Тенденции изменений бентосных сообществ**

Бентосные беспозвоночные, являясь одним из основных элементов водных экосистем, участвуют в биогеохимическом круговороте многих элементов, в частности, биогенов, кальция, кремния, тяжелых металлов и трансформации органического вещества в системе «толща воды – донные отложения», что обуславливает их значительную роль в процессах самоочищения вод, регулируют газовый режим и механический состав грунтов водных объектов (Макрушин, 1984; Балущкина, 1987; Методы ..., 1989; Руководство ..., 1992; Шитиков и др., 2003).

Кольский полуостров является северным пределом распространения многих видов, однако в целом макрозообентос региона качественно богат и включает практически все систематические группы, представленные в пресных водоемах Палеарктики. Бентосная и нектобентосная фауна Мурманской области насчитывает около 500 видов беспозвоночных организмов. Основу зообентоса составляют виды европейского, европейско-сибирского и палеарктического распространения, доля космополитов невелика (11 видов) (Яковлев, 2005).

В настоящее время в сообществах фоновых водоемов отмечено сокращение биоразнообразия и роли аборигенных видов, внедрение и расселение эврибионтных видов из умеренных широт. Вселенцы заселяют преимущественно мелководные участки водоемов, бентосные сообщества в зоне профундали более стабильны, их эти изменения затрагивают в меньшей степени (Яковлев, 2005). Помимо природных факторов, эти процессы могут быть обусловлены и антропогенным воздействием. В 2011 г. в сбросном канале Кольской АЭС (оз.Имандра) обнаружена популяция крупных двустворчатых моллюсков сем. Unionidae (р. Anodonta), которые в природных водоемах региона не обитают.

Усиление темпов эвтрофикации вод, обусловленное не только антропогенным воздействием, но глобальными факторами, в том числе изменением климата в сторону потепления, приводит к росту количественных показателей донных биоценозов и повышению трофического статуса природных олиготрофных водоемов. Так, биомасса макрозообентоса оз.Малый Вудъявр, которое не подвержено прямому влиянию промышленных и хозяйственно-бытовых сточных вод, по сравнению с данными за 1930-1939 гг. увеличилась в 3 раза, трофический статус водоема повысился до  $\alpha$ -эвтрофного (табл.1).

Таблица 1

Количественные показатели зообентоса и трофический статус оз.Малый Вудъявр в разные периоды

Период	N, экз/м <sup>2</sup>	B, г/м <sup>2</sup>	Трофический статус
1930 г.	Н.о.	6±н.о.	α-мезотрофный
1938-1939 гг.	209±44	Н.о.	
2001 г.	7200±817	16.6±4.9	α-эвтрофный
2010 г.	2180±363	15.8±3.2	

ПРИМЕЧАНИЕ. Данные за 1930 г., 1938-1939 гг. – по Каныгиной, 1939; 2001 г. – Кашулин и др., 2009.

Антропогенное воздействие приводит к нарушениям структурной организации бентосных сообществ, которые проявляются в сокращении видового разнообразия, элиминации или снижении роли стенобионтных видов, перестройке доминантного комплекса, упрощении трофической и этологической структуры, возрастании роли беспозвоночных, образ жизни которых связан с ползанием или хождением (Яковлев, 2005). Наиболее чувствительны к ухудшению условий среды реликтовые рачки *Mysis relicta Loven* и *Monoporeia affinis (Bousfield)*, моллюски *Pisidium conventus Clessin*, *Margaritifera margaritifera L.*, личинки веснянок, поленок, ручейников, хирономид п/сем. Tanytarsini и Orthocladiinae. На загрязненных участках образуются сообщества из эврибионтных, или устойчивых к загрязнению видов, к которым относятся личинки хирономид родов *Chironomus*, *Procladius*, олигохеты сем. Tubificidae, некоторые виды моллюсков родов *Lymnaea*, *Pisidium* (Яковлев, 1991).

На современном этапе макрозообентос водоемов, подверженных значительной токсической нагрузке при сопутствующем эвтрофировании (Монче-губа оз.Имандра, оз.Куэтсьярви), представлен ограниченным числом устойчивых к загрязнению вод тяжелыми металлами групп беспозвоночных. Доминируют в составе бентоса хирономиды, устойчивость которых к действию тяжелых металлов отмечена многими авторами (Saether, 1979; Яковлев, 1998а; 2005; Ильяшук, 2002). В зонах максимального загрязнения хирономиды формируют донные биоценозы, состоящие из монокультуры р. *Chironomus*.

Уровень численности и биомассы таких сообществ подвержен значительным колебаниям, которые обусловлены как естественными процессами, так и антропогенными факторами. В частности, при залповых сбросах сточных вод отмечается тотальная гибель бентосных организмов (Яковлев, 2005; Моисеенко, 2009).

Снижение токсической нагрузки на водоем вследствие сокращения объемов сточных вод привело к интенсификации процессов самоочищения водных экосистем. Одним из результатов этого является реколонизация отдельными группами макрозообентоса прежних местообитаний (табл.2). Так, в Монче-губе за период с 1996 г. по настоящее время обилие амфипод *Monoporeia affins* возросло в 18 раз. В 2009 г. *M. affins* были отмечены на расстоянии 5-6 км от источника загрязнения, что ранее не наблюдалось (Валькова, 2010).

Как было показано ранее, эвтрофирование северных водоемов не всегда приводит к деградации водных экосистем, особенно при умеренном проявлении таких процессов. На всех этапах сукцессии водоемов от олиготрофного до эвтрофного статуса водная экосистема способна адаптироваться, изменяя свою структурно-функциональную организацию и перестраивая механизмы утилизации органического вещества (Яковлев, 2005). В настоящее время макрозообентос водоемов, подверженных антропогенному эвтрофированию

(оз.Ковдор, Большой Вудъявр), характеризуется относительно высоким таксономическим разнообразием беспозвоночных – 12-14 групп ранга семейств и отрядов. Избыточное поступление биогенов приводит к возрастанию количественных показателей, увеличению доли олигохет в структуре донных биоценозов и повышению трофического статуса водоемов. Так, по данным за 2001 г. (Кашулин и др., 2009), средняя биомасса зообентоса оз.Большой Вудъявр составляла 9 г/м<sup>2</sup>, что соответствует β-мезотрофному типу водоемов, в 2010 г. уровень биомассы донных биоценозов составлял 14 г/м<sup>2</sup>, трофический статус озера повысился до α-эвтрофного (табл.3).

Таблица 2

Параметры бентосных сообществ Монче-губы озера Имандра в разные периоды

Показатель	1930-1940 гг.	1968 г.	1978-1985 гг.	1996-1998 гг.	2006 г.	2009 г.
	природные условия	сильное загрязнение		снижение загрязнения	стабилизация состояния	
N, экз/м <sup>2</sup>	-	493	972	1100	7400	1215
B, г/м <sup>2</sup>	1.0-1.4	8.1	5.3	8.0	10.9	3.9
Основные группы	Хирономиды олигохеты амфиподы моллюски ручейники	Хирономиды моллюски олигохеты	Хирономиды моллюски олигохеты	Хирономиды олигохеты амфиподы	Хирономиды олигохеты амфиподы	Хирономиды олигохеты амфиподы
Доля, %	-	95	84	-	67	76
Трофический статус	α-олиготр.	β-мезотр.	α-мезотр.	β-мезотр.	β-мезотр.	α-мезотр.

ПРИМЕЧАНИЕ. Жирным шрифтом выделены доминирующие группы.

Таблица 3

Численность, биомасса основных групп зообентоса и трофический статус озер, подверженных антропогенному эвтрофированию

Группы	Оз.Большой Вудъявр		Оз.Ковдор	
	N, экз/м <sup>2</sup> (%)	B, г/м <sup>2</sup> (%)	N, экз/м <sup>2</sup> (%)	B, г/м <sup>2</sup> (%)
Oligohaeta	1056/(58)	8.9/(62)	530/(23)	1.9/(6)
Bivalvia	313/(17)	3.0/(21)	800/(34)	8.9/(30)
Gastropoda	3/(0.2)	0.08/(0.6)	39/(2)	2.8/(9.5)
Chironomidae	293/(16)	0.7/(5)	785/(34)	3/(9)
Ceratopogonidae	80/(4)	0.12/(0.8)	11/(0.5)	0.01/(0.1)
Trichoptera	57/(3)	1.4/(10)	101/(4)	12/(40)
Hirudinea	-	-	33/(1.4)	1/(3)
Amphypodae	-	-	13/(0.6)	0.3/(1)
Всего	1803/(100)	14.2/(100)	2312/(100)	30/(100)
Трофический статус	α-эвтрофный		β-эвтрофный	

В трофической структуре макрозообентоса преобладают грунтозаглатыватели, собиратели-детритофаги и фильтраторы, группировка хищников развита слабо. Такая структура сообществ, направленная утилизацию избыточного органического вещества и биогенов, свидетельствует о преобладании детритных пищевых цепей в водоеме.

## Тенденции изменений зоопланктонных сообществ

Зоопланктонное сообщество – часть экосистемы озера, тесно связанная со всеми остальными его звеньями (фито- и бактериопланктоном, рыбами, бентосом) и отражающая общее состояние водоема, служит надежным индикатором качества вод и играет важную роль в процессах самоочищения водоемов. Как любой биоценоз экосистемы характеризуется специфическим видовым составом, динамической устойчивостью, определенной, присущей ему организацией. Изменение условий существования организмов отражается на видовом составе, количественных показателях, соотношении таксономических групп, структуре популяций доминирующих видов. Зоопланктон – один из компонентов кормовой базы рыб, играет значительную роль в определении рыбопродуктивности водоема.

По данным В.А.Яшиной (1925) и О.С.Зверевой (1966), пресноводная фауна озер Крайнего Севера состоит из следующих элементов: 1) эврибионтные формы, характерные для Северного полушария; 2) арктические элементы фауны (*Heterocope borealis*, *Daphnia arctica*, *Bosmina obtusirostris* v. *arctica*); 3) морские реликты (*Limnocalanus macrurus*, *Eurytemora lacustris*); 4) элементы байкальской фауны (*Eudiaptomus tibetanus*). Согласно литературным данным (Рылов, 1922; Рыбы Мурманской области, 1966; Большие озера..., 1975; Решетников, 1980), зоопланктон северных озер насчитывает около 40 форм (коловатки, кладоцеры и копеподы), из которых большинство относится к эвритропным и массовым, но есть и виды, характерные только для северных и альпийских водоемов: *Asplanchna priodonta*, *Keratella cochlearis*, *Kellicottia longispina*, *Bosmina obtusirostris*, *Holopedium gibberum*, *Daphnia cristata*, *Thermocyclops leuckarti*, *Cyclops scutifer*, *Eudiaptomus gracilis*, *Heterocope appendiculata*.

До последнего времени уровень жизни в водоемах Заполярья считался крайне низким, что объяснялось климатическими условиями зоны, низкой минерализацией воды, незначительным содержанием биогенных элементов и органических веществ (Баранов, 1962; Волхонская, 1966; Петровская, 1966). Например, в озерах лесотундрового ландшафта, находящиеся в северо-западной части Кольского п-ова, численность зоопланктона колебалась в пределах 12.3-63 тыс. экз/м<sup>3</sup>, биомасса – 0.005-0.5 г/м<sup>3</sup>. В озерах северотаежного ландшафта развитие зоопланктона достигало более высокого уровня – численность 25.8-663.5 тыс. экз/м<sup>3</sup>, биомасса - 0.3-2.2 г/м<sup>3</sup>. В тундровых озерах биомасса составляла 0.005-0.3 г/м<sup>3</sup> (Биологическая продуктивность ..., 1975).

Однако исследования последних лет выявили достаточно высокий уровень продуцирования планктона в этих широтах, что обусловлено влиянием как региональных (почвенно-климатических), так и локальных, действующих внутри самого ландшафта (морфометрических, гидрологических, гидрохимических, особенностей водосбора, хозяйственной деятельности человека и т.д.) факторов. Взаимодействие этих факторов формирует состав и численность планктонных организмов каждого конкретного водоема.

Современное состояние водных экосистем существенно отличается от такового, характерного периоду, предшествовавшему интенсивному индустриальному освоению региона. Высокие темпы индустриализации северных регионов в XX веке породили целый ряд проблем, связанных с изменениями качества окружающей среды (Кашулин и др., 2005). За последние десятилетия в период возрастания антропогенной нагрузки экосистемы, в прошлом олиготрофных водоемов претерпели существенные изменения, которые коснулись всех ее структурных компонентов.

Комплексный характер антропогенного воздействия на водоемы Кольского региона существенно затрудняет выявление наиболее информативных показателей зоопланктона как компонента экологического мониторинга и оценку влияния на сообщество отдельных факторов (токсичного загрязнения, эвтрофирования, теплового воздействия и др.). К сожалению, как уже отмечалось выше для сообществ фитопланктона, информация о зоопланктонных сообществах разнотипных малых озер региона также практически отсутствует или является отрывочной, а результаты, полученные по данным разового отбора проб методом экспресс-съемок, не могут дать представление о реальном экологическом состоянии водоема за краткосрочный период исследований. Однако по ряду озер (Имандра, Большой Вудъявр, Ковдор и др.) имеются данные многолетних мониторинговых наблюдений, позволяющие выявить ряд тенденций в развитии зоопланктонных сообществ при долговременном техногенном воздействии на водоемы.

**Комбинированные эффекты токсичного загрязнения вод и эвтрофирования** выявлены в губе Монче оз.Имандра, озерах Большой Вудъявр и Ковдор.

Таксономическая структура зоопланктонного сообщества является хорошим индикатором степени загрязнения водоемов в целом или их отдельных участков. Структурные перестройки зоопланктона проявляются в снижении, а в ряде случаев исчезновении наиболее чувствительных к ухудшению экологических условий реликтов и типичных представителей фауны олиготрофных озер (*L. kindtii*, *B. longimanus*, *E. gracilis*, *H. appendiculata*) (табл.4). Их замещают и постепенно формируют состав руководящего комплекса эврибионтные мелкие виды с простыми жизненными циклами и высокой скоростью размножения (*r*-стратегии) – коловратки (в соотношении основных таксономических групп *Rotatoria:Cladocera:Copepoda* в величине общей численности и биомассы организмов они оставляют долю более 90%), что может служить хорошим признаком нарушенного нестабильного состояния экосистемы. Отмечается уменьшение средней индивидуальной массы зоопланктона сообщества ( $B/N$ ). Снижение индекса видового разнообразия Шеннона по численности ( $H_{N_{бит/экз}}$ ) происходит не только в результате сокращения числа видов в сообществе, но и за счет усиления доминантности отдельных видов и создания монокультур из устойчивых к загрязнению форм (табл.5-7).

Доминирование устойчивых к загрязнению коловраток, присутствие в незначительных количествах «тонких» (*Daphnia*, *Bosmina*) и практическое отсутствие активных «грубых» фильтраторов (*Eudiaptomus*) следует считать этапом значительных изменений в функционировании зоопланктона как естественного биофильтра ( $B_{Crust}/B_{Rot} < 1$ ). Это заметно снижает процессы самоочищения и ухудшает экологическое состояние водоемов. Длительное воздействие загрязняющих веществ приводит к упрощению экосистемы.

С удалением от источников интенсивного антропогенного воздействия отмечается рост ценных в кормовом отношении «тонких» фильтраторов-фитофагов кладоцер (*B. obtusirostris*, *Daphnia* spp.) и активных «грубых» фильтраторов копепоид (*E. gracilis*, *H. appendiculata*) ( $B_{Crust}/B_{Rot} > 1$ ).

Количественные показатели зоопланктонного сообщества также проявляют определенную специфику в зависимости от степени техногенного загрязнения. Максимальные значения численности (до 346.3 тыс. экз/м<sup>3</sup> в губе Монче оз.Имандра) и биомассы (до 3.8 г/м<sup>3</sup> в оз.Ковдор и 4.4 г/м<sup>3</sup> в оз.Большой Вудъявр) зоопланктона (табл.5-7) были зарегистрированы в зонах непосредственного загрязнения водоемов сточными водами медно-никелевого (ОАО «Кольская ГМК» и «Ковдорский ГОК») и апатит-нефелинового (ОАО «Апатит») производств и, согласно «шкале трофности» С.П.Китаева (1984), характерны для водоемов с повышенным типом трофности.

Таблица 4

Состав руководящего комплекса летнего зоопланктона оз.Имандра  
в многолетнем ряду исследований

Плес озера	1930 г.	1960 г.	1968 г.	1973 г.	1981-1987 гг.	1996-2009 гг.
Большая Имандра	<i>K. longispina</i> , <i>P. platyptera</i> , <i>K. cochlearis</i> , <i>A. priodonta</i> , <i>C. unicornis</i> , <i>B. obtusirostris</i> , <i>C. scutifer</i> , <i>E. gracilis</i>	<i>Notholca sp.</i> , <i>Asplanchna sp.</i> , <i>K. cochlearis</i> , <i>P. pediculus</i> , <i>L. kindtii</i> , <i>Cyclops sp.</i>	<i>A. priodonta</i> , <i>P. platyptera</i> , <i>K. cochlearis</i> , <i>K. longispina</i> , <i>B. obtusirostris</i> , <i>M. leuckarti</i>	<i>S. pectinata</i> , <i>K. cochlearis</i> , <i>Polyarthra sp.</i> , <i>Ploesoma sp.</i> , <i>Filinia sp.</i> , <i>B. obtusirostris</i> , <i>Daphnia sp.</i> , <i>Mesocyclops sp.</i> , <i>Cyclops sp.</i> , <i>Eudiaptomus sp.</i>	<i>K. longispina</i> , <i>A. priodonta</i> , <i>K. cochlearis</i> , <i>B. obtusirostris</i>	<i>A. priodonta</i> , <i>P. vulgaris</i> , <i>B. hudsoni</i> , <i>K. cochlearis</i> , <i>K. quadrata</i> , <i>K. longispina</i> , <i>N. caudata</i> , <i>B. obtusirostris</i>
Йокост-ровская Имандра	-	<i>Notholca longispina</i> , <i>Synchaeta sp.</i> , <i>Bosmina sp.</i> , <i>Cyclops sp.</i>	-	<i>K. longispina</i> , <i>Conochilus sp.</i> , <i>A. priodonta</i> , <i>Collotheca sp.</i>	<i>K. longispina</i> , <i>A. priodonta</i> , <i>B. obtusirostris</i>	<i>Polyarthra sp.</i> , <i>K. longispina</i> , <i>K. cochlearis</i> , <i>N. caudata</i> , <i>B. obtusirostris</i>
Бабинская Имандра	-	<i>Notholca longispina</i> , <i>Synchaeta sp.</i> , <i>Bosmina sp.</i> , <i>H. gibberum</i>	-	<i>A. priodonta</i> , <i>K. longispina</i> , <i>C. unicornis</i> , <i>C. pelagica</i>	<i>C. unicornis</i> , <i>K. longispina</i> , <i>A. priodonta</i> , <i>M. leuckarti</i>	<i>A. priodonta</i> , <i>K. cochlearis</i> , <i>K. longispina</i> , <i>N. caudata</i> , <i>B. obtusirostris</i> , <i>C. scutifer</i>

ПРИМЕЧАНИЕ. Данные за 1930 г. взяты из работ Н.И.Семеновича (1940), 1960 г. – М.В.Петровской (1966), 1968 г. – Т.В.Дольник и Г.А.Стальмаковой (1976), 1973 г. – Р.С.Деньгиной (1980), 1981-1987 гг. – Т.И.Моисеенко и В.А.Яковлева (1990), 1996-2009 гг. – Т.И.Моисеенко и др. (2009).

Таблица 5

Структурные показатели зоопланктонного сообщества в зоне распространения  
сточных вод медно-никелевого производства (губа Монче оз.Имандра)  
(гидробиологическое лето 1996, 1998, 2003, 2006 гг.)

Показатели	1996 г.	1998 г.	2003 г.	2006 г.
Rotatoria:Cladocera:Соперода, % N <sub>общ</sub>	97.7:0.7:1.6	91.8:2.1:6.1	87.5:5:7.5	98.9:0.4:0.7
Rotatoria:Cladocera:Соперода, % B <sub>общ</sub>	91.0:4.4:4.6	66.8:6:27.2	69.7:6.5:23.8	88.5:9.6:1.9
N <sub>общ</sub> , тыс. экз/м <sup>3</sup>	346.3	93.7	66.9	257.2
B <sub>общ</sub> , г/м <sup>3</sup>	1.5	0.9	0.8	0.6
H (N), бит/экз	2.5	2.4	3.0	1.9
B <sub>Crust</sub> /B <sub>Rot</sub>	0.1	0.5	0.4	0.1
N <sub>Clad</sub> /N <sub>Соп</sub>	0.4	0.4	0.7	0.6
B <sub>3</sub> /B <sub>2</sub>	0.9	1.4	0.9	0.9
w=B/N, мг	0.004	0.011	0.012	0.002

Таблица 6

Структурные и функциональные показатели зоопланктонного сообщества оз.Ковдор в периоды отбора проб (гидробиологическое лето 2001, 2008 гг.)

Показатели	2001 г.	2008 г.
Rotatoria:Cladocera:Сopepoda, % N <sub>общ</sub>	61.4:33.5:5.1	99.3:0.2:0.5
Rotatoria:Cladocera:Сopepoda, % B <sub>общ</sub>	25.8:37.2:37	87.9:4.5:7.5
N <sub>общ</sub> , тыс.экз/м <sup>3</sup>	137.3	124.5
B <sub>общ</sub> , г/м <sup>3</sup>	3.8	0.2
H(N), бит/экз	2.0	1.3
N <sub>Clad</sub> /N <sub>Сop</sub>	6.5	0.5
B <sub>Сycl</sub> /B <sub>Сal</sub>	12.1	0.3
B <sub>хищ</sub> /B <sub>мир</sub>	0.9	0.5
w =B/N, мг	0.028	0.001

Таблица 7

Структурные и функциональные показатели зоопланктонного сообщества в оз.Большой Вудъявр в периоды отбора проб (гидробиологическое лето 2001, 2005, 2006, 2010 гг.)

Показатели	2001 г.	2005 г.	2006 г.	2010 г.
Rotatoria:Cladocera:Сopepoda, % N <sub>общ</sub>	24.6:21.3:54.1	89.3:2.5:8.2	100:0.0:0.0	90.1:6.4:3.5
Rotatoria:Cladocera:Сopepoda, % B <sub>общ</sub>	2.2:7.9:89.9	25.9:10.2:63.9	100:0.0:0.0	82.5:7.7:9.8
N <sub>общ</sub> , тыс. экз/м <sup>3</sup>	4.4	72.3	6.8	108.0
B <sub>общ</sub> , г/м <sup>3</sup>	0.3	0.3	0.02	4.3
H(N), бит/экз	0.9	1.1	1.7	0.9
N <sub>Clad</sub> /N <sub>Сop</sub>	0.4	0.3	0	1.9
B <sub>Сycl</sub> /B <sub>Сal</sub>	45.2	0	0	0
B <sub>3</sub> /B <sub>2</sub>	10.0	2.7	0.4	1.0
w=B/N, мг	0.063	0.003	0.003	0.039

Эффекты эвтрофирования вызваны высоким содержанием биогенных элементов и органических веществ, поступающих с городскими хозяйственно-бытовыми и промышленными стоками. Согласно литературным данным (Дубровина и др., 1991), содержание больших количеств биогенных элементов и органических веществ в воде снижает токсичность тяжелых металлов и других металлов и частично стимулирует развитие зоопланктона. Как типичный признак повышения трофического статуса водоемов отмечается устойчивая тенденция замены «грубых» фильтраторов каланоид «тонкими» фильтраторами, представленными ветвистоусыми ракообразными ( $N_{Clad}/N_{Сop}>1$ ).

**Комбинированные эффекты загрязнения вод минеральной взвесью и эвтрофирования** отмечены в губе Белой оз.Имандра. Ретроспективный анализ данных показал, что многолетняя динамика зоопланктона в губе Белой характеризовалась сокращением видового разнообразия, уменьшением численности и биомассы до начала 1980-х гг. и последующим увеличением количественных показателей к 1990 г. В период исследований с 1978 по 1991 гг. отмечалось массовое развитие коловраток (численность выше 70%, биомасса – 55% всего зоопланктона) (Яковлев, 1998). Вблизи дамбы отстойника АНОФ видовой состав зоопланктона был крайне обедненным, а количественные показатели низкими. К выходу в открытое озеро видовое разнообразие и количественные характеристики зоопланктона закономерно возрастали (в основном за счет коловраток). На специфическую структуру сообщества зоопланктона могло оказать влияние и обильное развитие

в воде сапрофитных, денитрифицирующих бактерий, актиномицетов и «фосфорных» бактерий, способных разлагать некоторые нерастворимые минеральные формы  $P_{\text{общ}}$  (Яковлев, 1998). Преобладали *A. priodonta*, *Notholca sp.*, *B. obtusirostris*, хищные веслоногие рачки рода *Acanthocyclops*. Фильтраторов и седиментаторов обнаруживали только в пелагиали плеса, где концентрация минеральных тонкодисперсных частиц в воде была сравнительно низкой. Здесь наряду с *A. priodonta*, *K. longispina*, *K. cochlearis* и *S. pectinata* в пробах присутствовал рачок *B. obtusirostris* (Деньгина, 1980; Моисеенко, Яковлев, 1990; Яковлев, 1995). С 1981 по 1990 гг. среднегодовая численность зоопланктона увеличилась почти в 9 раз (приблизительно с 9 до 81 тыс. экз/м<sup>3</sup>).

В период гидробиологического лета 1996, 1998, 2003, 2006, 2011 гг. были зарегистрированы высокие значения общей численности (491.1 и 326.5 тыс. экз/м<sup>3</sup>) и биомассы (3.4 г/м<sup>3</sup>) зоопланктона (табл.8). Доминировали коловратки, причем крупная хищная *A. priodonta* составляла 80-90% общей численности. Происходит замена «тонких» фильтраторов-фитофагов *Bosmina* и *Daphnia*, характерных для водоемов с повышенным уровнем трофии и не способных отфильтровывать крупные частицы взвешенных органических веществ, на хищных веслоногих циклопов (*M. leuckarti*, *A. gigas*) при общем преобладании коловраток (*A. priodonta*, *K. cochlearis*, *K. quadrata*, *K. longispina*). Известно, что коловратки, благодаря смешанному характеру питания, менее чувствительны по сравнению с клadoцерами к условиям высоких концентраций неорганической взвеси (Gliwicz, 1969; Телеш, 1996). Циклопоиды, обладая прочными хитиновыми покровами и имея хищный тип питания, также более устойчивы к воздействию токсикантов. Чувствительные к загрязнению активные «грубые» фильтраторы-фитофаги каланоиды (*E. gracilis*), изымающие из толщи воды крупные частицы взвешенных органических веществ, были отмечены единично, что свидетельствует о снижении биофильтрационной активности зоопланктона в данном районе озера.

Таблица 8

Структурные показатели зоопланктонного сообщества в зоне распространения сточных вод апатитонефелиновых обогатительных фабрик (губа Белая оз.Имандра) (гидробиологическое лето 1996, 1998, 2003, 2006, 2011 гг.)

Показатели	1996 г.	1998 г.	2003 г.	2006 г.	2011 г.
Rotatoria:Cladocera:Соперода, % $N_{\text{общ}}$	97.1:0.3:2.6	99.2:0.4:0.4	77.4:8.9:13.7	97.6:2.3:0.1	97.6:0.1:2.3
Rotatoria:Cladocera:Соперода, % $B_{\text{общ}}$	91.2:1.4:7.4	96.4:1.1:2.5	13.3:57.5:23.8	54.0:45.9:0.1	71.8:0.1:28.1
$N_{\text{общ}}$ , тыс. экз/м <sup>3</sup>	491.1	326.5	35.8	232.9	70.7
$B_{\text{общ}}$ , г/м <sup>3</sup>	3.4	2.8	0.6	0.3	0.3
H (N), бит/экз	2.9	1.9	2.9	2.3	2.6
$B_{\text{Crust}}/B_{\text{Rot}}$	0.1	0.04	6.5	0.9	0.4
$N_{\text{Clad}}/N_{\text{Cоп}}$	0.1	0.9	0.7	0	0
$B_3/B_2$	1.0	0.9	2.8	0.2	0.2
$w=B/N$ , мг	0.007	0.008	0.018	0.001	0.115

В зоне *влияния подогретых вод Кольской АЭС* (губа Молочная оз.Имандра) отмечается увеличение доли ветвистоусых и веслоногих ракообразных. Отличие теплового воздействия от техногенного загрязнения и эвтрофирования водоемов заключается в том, что в первом случае в водоемы поступает тепло (энергия), а в остальных – вещество (Мордухай-Болтовской, 1975). Тепло не аккумулируется в водоемах и не передается по трофическим цепям. Существенно отличается и период последствия. После прекращения сброса теплых вод за время, необходимое на перераспределение субстратов, восстанавливаются даже полностью уничтоженные

высокими температурами биоценозы. После прекращения сброса загрязняющих веществ необходимо длительное время проводить специальные мероприятия по очистке водоемов, и лишь потом становится возможным восстановление разрушенных биоценозов (Кошелев, 1983; Здановски, 1991). Также рядом исследователей было доказано, что в водоемах Кольского п-ова термальное воздействие отработанных вод электростанций приводит к изменениям в сообществах, в определенных пределах сходным с влиянием эвтрофирования. Повышение температуры способствует ускорению процессов роста и развития гидробионтов: происходит более раннее созревание и размножение многих организмов, удлиняется их вегетационный период (Niva, 1973; Gallup, Nickman, 1975; Крючков и др., 1985; Моисеенко, 1997).

Подогреваемая акватория оз. Имандра (губа Молочная), несмотря на наметившийся процесс эвтрофирования, сохраняет в основном черты олиготрофного водоема (численность 7.7-87.0 экз/м<sup>3</sup>, биомасса 0.1-1.1 г/м<sup>3</sup>) (табл.9), что подтверждает выводы ряда исследователей о том, что влияние умеренно подогретых сбросных вод электростанции на животный и растительный мир субарктического водоема имеет в целом положительный фактор.

Таблица 9

Структурные показатели зоопланктонного сообщества в зоне влияния подогретых вод Кольской АЭС (губа Молочная оз.Имандра) (гидробиологическое лето 1996, 1998, 2003, 2006, 2011 гг.)

Показатели	1996 г.	1998 г.	2003 г.	2006 г.	2011 г.
Rotatoria:Cladocera:Copepoda, % N <sub>общ</sub>	72.3:11.8:15.9	75.8:13.5:10.7	81.9:1.5:16.8	79.7:11.0:9.3	89.4:2.9:7.7
Rotatoria:Cladocera:Copepoda, % B <sub>общ</sub>	48.0:29.2:22.8	46.0:43.4:10.6	10.4:2.4:87.2	9.2:88.9:1.9	54.3:8.2:37.4
N <sub>общ</sub> , тыс. экз/м <sup>3</sup>	87.0	34.1	17.0	45.5	7.7
B <sub>общ</sub> , г/м <sup>3</sup>	1.1	0.5	0.2	0.7	0.1
H (N), бит/экз	2.9	2.8	2.1	2.8	2.7
B <sub>Crust</sub> /B <sub>Rot</sub>	1.1	1.2	8.6	9.9	0.9
N <sub>Clad</sub> /N <sub>Cop</sub>	0.7	1.3	0.1	1.2	0.4
B <sub>Cycl</sub> /B <sub>Cal</sub>	5.6	15.3	20.2	2.5	0
B <sub>3</sub> /B <sub>2</sub>	0.8	0.9	5.4	3.1	1.7
w=B/N, мг	0.013	0.014	0.013	0.016	0.013

В качестве отрицательного эффекта следует отметить гибель и травмирование части крупных, имеющих выросты ракообразных (фитофагов *Daphnia*, *Bosmina*, факультативного хищника *Cyclops* и облигатных хищников *Leptodora*, *Bythotrephes*) при прохождении через охладительную систему Кольской АЭС, а также влияние сложной гидродинамической ситуации, обусловленной высокой степенью перемешивания и проточностью водных масс в устье сбросного канала и подогреваемой зоне озера (табл.4). Негативные последствия теплового воздействия на сообщества гидробионтов в условиях Субарктики могут выражаться и в снижении самоочищающей способности экосистемы озера. Последнее особенно опасно, так как вокруг оз.Имандра расположены крупные добывающие и перерабатывающие комплексы, а также населенные пункты, сбрасывающие в озеро частично очищенные и неочищенные стоки.

Особого внимания в настоящее время заслуживает **проблема «цветения» воды** в оз.Имандра, связанная с массовым развитием цианобактерий вследствие процессов эвтрофирования. Это явление само по себе является мощным стрессором для экосистемы и создает множество проблем при рекреационном, хозяйственном и питьевом использовании водоема. При цветении воды происходит резкое снижение концентрации растворенного кислорода, что негативно сказывается на жизнедеятельности гидробионтов, вплоть до их гибели.

Зоопланктонное сообщество «цветущего» водоема также претерпевает структурно-функциональные изменения. Ряд исследователей отмечают повышенное содержание мертвых особей и различные патологии на видовом и популяционном уровне (Семенова, 2009), аномалии, визуально зафиксированные в процессе обработки проб (бледная окраска особей, раскрытые створки и опухолообразные наросты у *Cladocera*, распавшиеся колонии у представителей рода *Conochilus*) (Андроникова, 2007). Под влиянием токсинов синезеленых водорослей увеличивается образование эфиппиев у ветвистоусых (Breitholtz et al., 2001). Также было выяснено, что токсическое действие может быть одной из причин, вызывающей абортирование молодежи и развитие аномалий у ракообразных (Carmichael, 2001). Периоды гиперцветения являются неблагоприятными для зоопланктона, и различные показатели зоопланктонного сообщества могут рассматриваться как индикаторы состояния водной среды в период интенсивного развития цианобактерий.

По мнению ряда авторов (Яковлев, 1991; Кашулин и др., 2005; Моисеенко и др., 2009), экосистемы переходят к новой модификации, отличной от их природной структуры, и не происходит возвращение их к природному состоянию.

### **Тенденции изменений рыбной части сообщества субарктических водоемов**

При всем многообразии и многочисленности внутренних водоемов высокоширотной области Северо-Запада России, в отличие от озер центральных и южных областей, видовое разнообразие ихтиоценозов здесь, как правило, значительно ниже. Ихтиофауна водоемов Северной Фенноскандии характеризуется доминированием в составе сообществ представителей стенобионтных лососевых и сиговых рыб. Достаточно широко распространены окуневые, щуковые, а в бассейнах крупных речных систем – также и колюшковые. По различным оценкам, в состав ихтиофауны данного региона могут входить 28 видов и подвигов пресноводных, проходных, полупроходных, морских и солоноватоводных рыб (Берг, Правдин, 1948; Галкин и др., 1966; Сурков, 1966; Лукин, 1998; Муравейко и др., 2000; Атлас..., 2003; Калюжин, 2003; Карамушко, Берестовский, 2005). Однако в озерных экосистемах ихтиофауна чаще представлена 5-9 основными видами.

В настоящее время структура рыбной части сообщества субарктических водоемов претерпевает существенные изменения. Это связано радикальными изменениями условий обитания рыб под воздействием глобальных и региональных факторов. В большинстве случаев в природных водоемах мы имеем дело с сублетальными продолжительными воздействиями поллютантов. Отрицательные эффекты могут проявляться на различных уровнях биологической организации: от субклеточного до популяционного и сообществ. Для понимания последствий воздействия токсикантов на состояние популяции и прогноза ее существования необходимо изучать эффекты веществ-загрязнителей на различных уровнях биологической организации. Большинство популяционных показателей не всегда может однозначно раскрыть причины изменений состояния популяции в силу неспецифичности их возможных ответов на различные типы стрессов. Особенно сложно выделить влияние загрязнений на популяционные характеристики рыб при их хроническом сублетальном и/или многофакторном антропогенном воздействии. Изменения популяционных показателей, если не известен их источник, не могут быть однозначно интерпретированы без комплексной информации о состоянии организма, что делает необходимым проведение соответствующих исследований.

Особое место среди показателей состояния организма занимает содержание веществ-загрязнителей в его органах и тканях. Содержание веществ-загрязнителей в организме гидробионтов, отражая общую нагрузку, определяется сложными процессами поглощения, перераспределения внутри организма, детоксикации и выведения из организма. В настоящее время, помимо локальных источников, увеличение нагрузки загрязняющих веществ на водоемы может происходить за счет процессов глобального загрязнения атмосферы и трансграничного переноса. Примерами такого рода процессов являются распространение свинца и ртути. Нами было показано, что содержание ртути в донных отложениях озер и тканях рыб Мурманской области и приграничного района Финляндии и Норвегии за последнее десятилетие характеризуется постоянным ростом и этот процесс не связан с деятельностью металлургических комбинатов региона (рис.6) (State..., 2007).

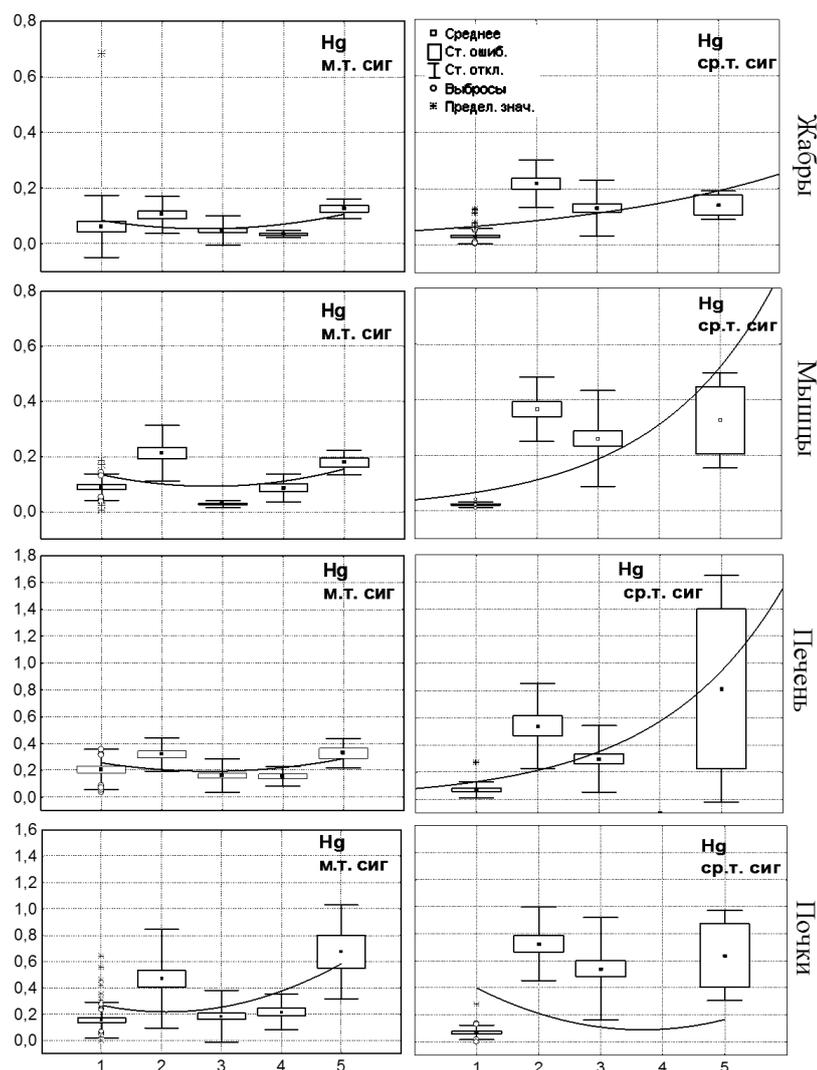


Рис.6. Содержание Hg в органах рыб бассейна р. Пасвик:  
 1 – Куэтсъярви; 2 – Скрюккебукта; 3 – Ваггетем; 4 – Раякоски; 5 – Инари

Несмотря на это, по-прежнему приоритетным элементом-загрязнителем региона остается никель. Его концентрация, в отличие от других элементов, в почках и жабрах рыб хорошо коррелирует с антропогенной нагрузкой на водоемы (рис.7).

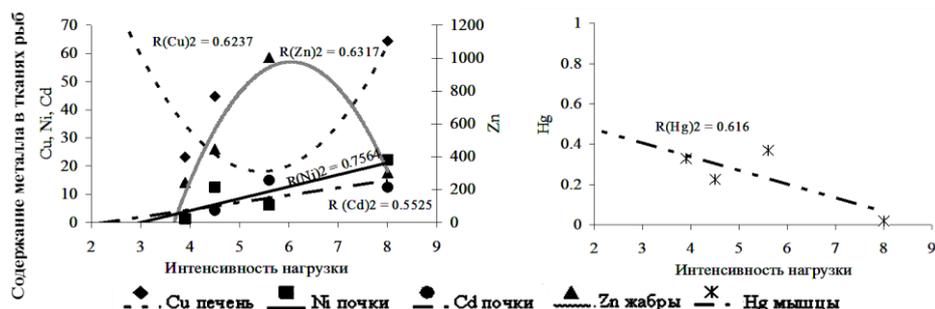


Рис.7. Взаимосвязь между накоплением Cu, Ni, Zn, Cd и Hg в индикаторных органах сига и уровнем техногенной нагрузки на исследованные водоемы (натуральный логарифм концентрации Ni в поверхностном слое донных отложений)

Никель способен влиять на содержание в тканях многих других элементов. Можно полагать, что именно никель является основным патогенным фактором в исследованных водоемах. Уровень 5-7 мкг/г<sub>сух.в-ва</sub> в почке, вероятно, является критическим для сига изученных водоемов, и его превышение вызывает ряд серьезных патологических процессов в организмах рыб.

В условиях продолжительного аэротехногенного загрязнения вод тяжелыми металлами, его региональный характер подчеркивает и тот факт, что уровни накопления ряда металлов (например Cu, Zn) в организмах рыб в регионально-фоновой зоне зачастую имеют сопоставимые, а иногда и более высокие показатели, чем у рыб вблизи промышленных центров (Куэтсъярви) (рис.8).

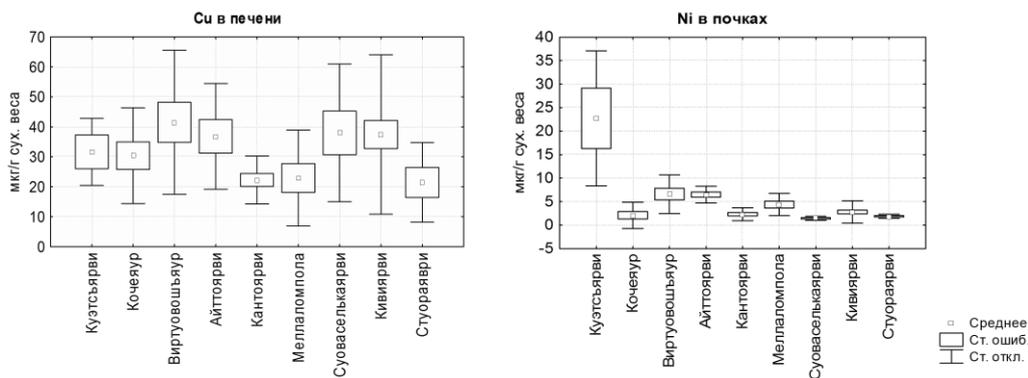


Рис.8. Уровни накопления меди в печени и никеля в почках сига ряда озер приграничного района России Норвегии и Финляндии

Действие загрязняющих веществ вызывает у рыб стресс, при этом в их организме происходят внутренние изменения, которые могут быть вредными или адаптивными. Стрессоры окружающей среды, в т.ч. и антропогенные, вызывают изменения в клеточной функции, что ведет к изменениям физиологии систем органов в индивидуальном организме. Зачастую сублетальный эффект первоначально определяется биохимическими процессами, и большинство

проявляющихся на организменном уровне биологических ответов базируется на взаимодействии между токсикантами и структурными или/и функциональными компонентами клетки. Такие первичные взаимодействия индуцируют последующие структурные и функциональные изменения на более высоких уровнях организации, проявляясь в нарушении жизненно важных функций, таких как нервные и мышечные, дыхательные, обменные, иммунные, осморегуляторные и гормонорегуляторные. Эти эффекты ведут к необратимым нарушениям различных процессов, протекающих в организме, и его функций – поведение, рост, репродукция, выживание и т.д., что является причиной значительных изменений на уровне популяций и сообществ в целом (изменение структуры и численности популяций, их исчезновение, нарушение видового разнообразия и т.д.), так как состояние популяции рыб является в конечном счете результатом ответов отдельных организмов на изменение окружающей среды.

Тяжесть и характер патологического процесса у рыб, вызванного различными токсическими веществами, можно установить на основе клинической и патолого-анатомической диагностики (Лукьяненко, 1987). Для подтверждения причин стресса у популяций сигов и оценки состояния организмов рыб были проведены патолого-морфологические исследования, включающие как клинический осмотр рыб, так и их патолого-анатомический анализ. В полевых условиях этот метод является высоко информативным, не требующим дорогостоящего оборудования, и позволяет выявить отклонения функционирования жизненно важных органов (Канаев, 1985; Аршаница, Лесников, 1987; Чинарева, 1988; Моисеенко, Яковлев, 1990; Аршаница, 1991).

Состояние организмов рыб в исследованных нами водоемах свидетельствовало о сильном стрессе. Наблюдаемые патологии характерны для водоемов, загрязняемых тяжелыми металлами, и свидетельствуют о токсичности окружающей среды. Практически во всех водоемах региона в организмах рыб происходят патологические изменения, обусловленные сублетальной токсичностью среды обитания и в целом снижающие их жизнеспособность. Хроническое воздействие загрязняющих веществ вызывает в организмах рыб нарушение функций таких жизненно важных органов, как жабры, печень, почки, гонады. Частота встречаемости патологий у рыб и их интенсивность имеет выраженную зависимость от величины техногенной нагрузки на водоем (рис.9).

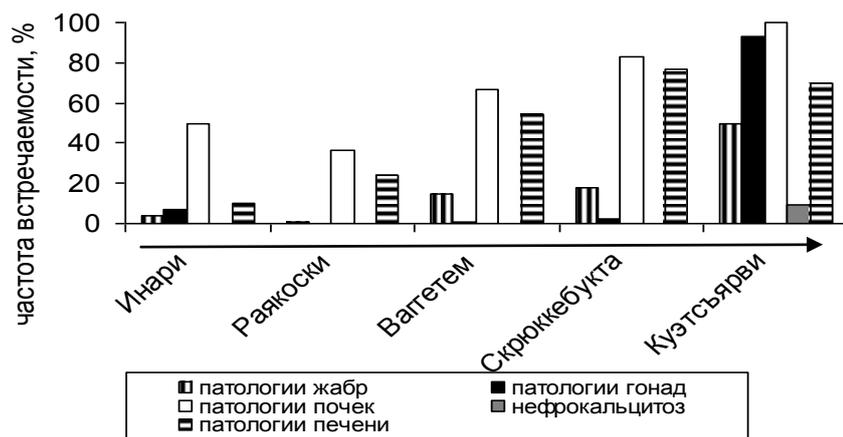


Рис.9. Патологические изменения внутренних органов сига бассейна р.Пасвик

Многолетние наблюдения за состоянием организмов рыб в районах непосредственного влияния предприятий цветной металлургии свидетельствуют о том, что частота встречаемости патологий органов и тканей не снижается. Так, для водоемов бассейна река Пасвик – водохранилищ Ваггетем и Скрюккебукта, расположенных на удалении около 40 и 16 км соответственно от предприятия «Печенганикель», в настоящее время сохраняется весьма высокий процент патологий внутренних органов сига. Необходимо отметить, что на протяжении нескольких лет наблюдений, отмечена тенденция к росту частот встречаемости видоизменений репродуктивной системы рыб и печени, несмотря на проводимые в этот период мероприятия по снижению предприятием выбросов вредных веществ (рис.10)

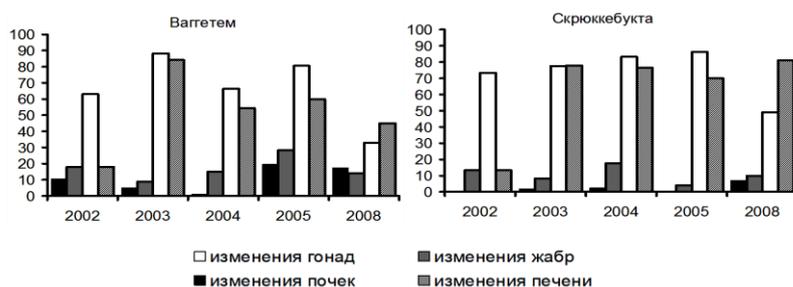


Рис.10. Динамика частоты встречаемости основных патологических изменений сига бассейна р.Пасвик, %

И если раньше патологические изменения внутренних органов рыб были характерны лишь для водоемов, расположенных в так называемых «импактных» зонах крупных горноперерабатывающих и металлургических предприятий, то в настоящее время в той или иной степени они наблюдаются практически по всей территории Мурманской области и частота их встречаемости возрастает.

Так, наблюдения на оз.Кочьявр (водосбор р.Лотта, приграничный района России и Финляндии), проводимые с начала 90-х годов XX века, показали, что если начальный период наблюдений у сигов отмечались главным образом изменения жабр, печени и почек, то уже в последующие 1991-1992 гг. регистрировался рост патологий печени в виде изменения ее окраски и появления мозаичной структуры (с 83 до 100%). Около 27% особей имели патологии гонад в виде перетяжек и перекрученной структуры (самцы), а также студенистости, слабой пигментации икринок (самки) и асимметричности парных гонад. Частота встречаемости заболевания почек с 1991 г. (8%) также резко увеличивалась в 1992 г. и охватывала же около трети особей (Кашулин, 1994; Кашулин и др., 1999). За последнее десятилетие произошло выравнивание частоты встречаемости основных патологий. Тем не менее, основной процент патологических изменений сигов озера по-прежнему приходится на жизненно важные органы – печень и почки.

Характер патологий рыб, отмечаемых в интенсивно загрязняемых водоемах, имеет сходные черты с изменениями органов и тканей представителей иктофауны так называемых фоновых районов региона – центральной части Кольского полуострова, расположенных в зоне регионального фонового содержания основных поллютантов медно-никелевого производства. При этом частота встречаемости патологических трансформаций внутренних органов рыб в водоемах северной лесной зоны Финляндии и Мурманской области, находящихся на значительном удалении от источников аэротехногенного загрязнения, в настоящее время достаточно высока (рис.11).

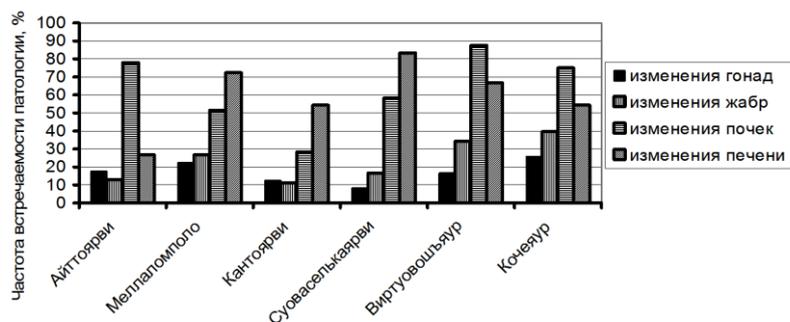


Рис.11. Патологические изменения внутренних органов сига малых лесных озер приграничного района Финляндии и России

У сига среднего течения бассейна р.Поной также была отмечена высокая частота встречаемости патологии жабр, печени и почек (рис.12). Однако интенсивность изменений органов здесь имеет начальный характер, что, вероятно, также обусловлено долговременными процессами аэротехногенного загрязнения водоемов. Очевидно, что в настоящее время специфика и интенсивность патологических изменений рыб исследованных водоемов, испытывающих разноуровневую аэротехногенную нагрузку, приобретают аналогичный характер.

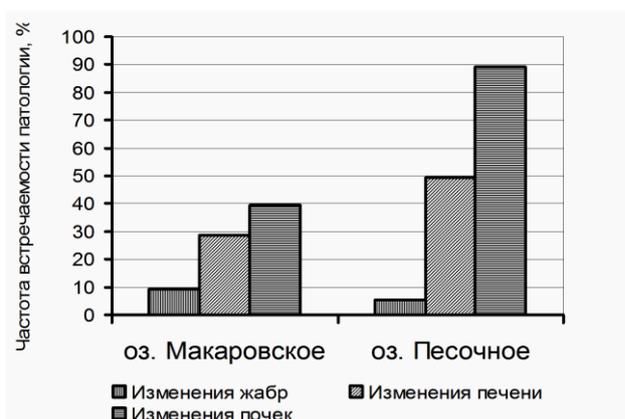


Рис.12. Патологические изменения внутренних органов сига бассейна р.Понной

Во взаимодействиях с окружающей средой сложность и разнообразие популяционной структуры определяют ее устойчивость и жизнеспособность. Популяция как единая биологическая система структурирована пространственно и функционально, что позволяет ей эффективно использовать имеющиеся в ее распоряжении ресурсы – как энергетические, так и пространственные. Она функционирует как целое благодаря взаимодействию организационных элементов (Алимов, 1989). Разнокачественность особей в составе внутривидовых группировок имеет огромное значение в формировании адаптационного ответа популяции на меняющуюся экологическую обстановку (Шилов, 1985; Жизнеспособность популяций ..., 1989; Кудерский, 1991). Разные возрастные категории

животных и различные внутривидовые формы, обитающие в одном водоеме, имеют и генетические особенности. Упрощение структуры популяции снижает возможности популяции в воспроизводстве и в освоении различных ниш, эффективность использования ею ресурсов экосистемы и генотипическое разнообразие популяций.

Для популяций рыб, обитающих в исследованных нами водоемах, характерно крайнее упрощение их структуры. Они представлены небольшим числом возрастных групп и минимальным числом нерестящихся поколений (рис.13). Наблюдается сокращение продолжительности жизни, преобладание рыб младших возрастных групп, снижение темпов роста и уменьшение средних размеров, раннее половое созревание, наступление его при экстремально малых для вида размерах или/и блокировка процессов созревания при увеличенных темпах роста, растянутый период наступления половой зрелости.

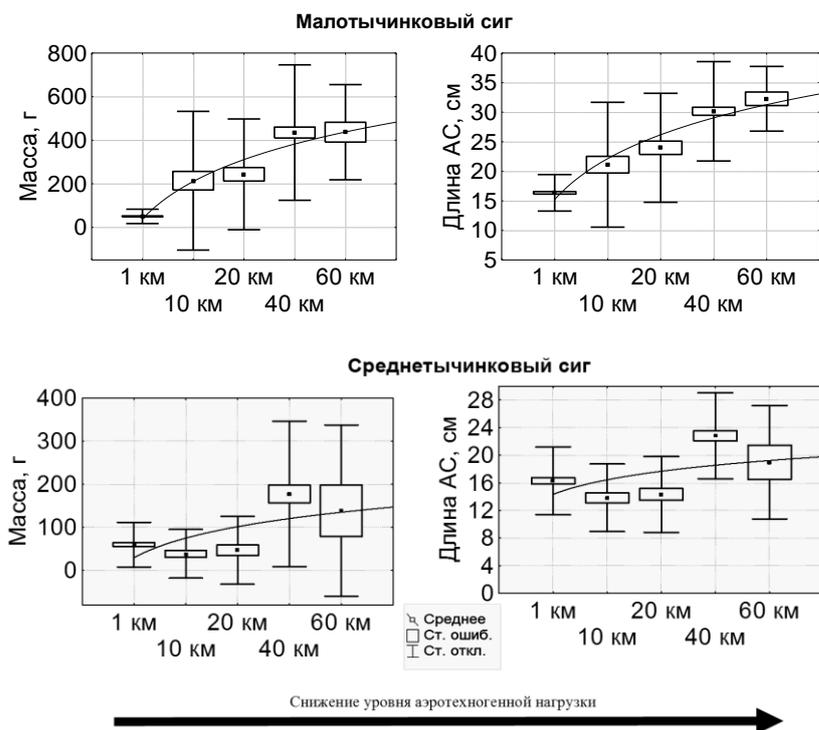


Рис.13. Изменения размерно-весовых показателей половозрелых особей малотычинкового и среднетычинкового сига бассейна р.Пасвик в зависимости от интенсивности воздушного загрязнения

Анализ ряда популяционных показателей рыб, обитающих в водоемах импактных зон, испытывающих значительную нагрузку техногенных загрязнителей, показывает, что стресс, обусловленный токсичностью окружающей среды, вызывает сокращение продолжительности жизни рыб и снижение темпов роста. Происходит резкое уменьшение числа возрастных групп и поколений, способных к нересту (фактически до одной). Имеет место резкое омоложение начала полового созревания рыб и наступление его при экстремально малых для вида размерах. Так, сиги оз.Куэтсьярви нерестятся на втором году жизни при длине тела 7-9 см. При этом происходит резкое снижение абсолютной плодовитости. Это дает право говорить, что

имеет место смещение динамики численности популяций к короткому моноциклу. Наблюдается нарушение соотношения соматического и генеративного обменов в пользу преобладания последнего. Как следствие этого – ускоренное созревание (в более раннем возрасте и при меньших размерах) и образование карликовых форм.

Известно, что обычно созревание рыб наступает при достижении определенных размеров и быстрорастущие особи созревают в более раннем возрасте, а тугорослые – позднее (Васнецов, 1953а, б). Для северных регионов характерно более позднее созревание рыб, которое объясняется более медленными темпами накопления "резервных белков" и достижением определенного уровня жирности, необходимых для обеспечения нормального созревания половых продуктов (Решетников и др., 1989). В первой половине прошлого века для сига нормой считалось наступление первого полового созревания в возрасте 5+-6+ лет, при продолжительности жизни рыб до 23-27 лет. Для нереста рыбам необходим определенный запас энергии и веществ. В то же время при меняющихся условиях обитания зависимость между темпами роста и возрастом наступления половой зрелости может изменяться, что связывают с изменениями характера обменных процессов (Лапин и др., 1985). Ускорение энергетического обмена, обусловленное изменением среды обитания, ведет к увеличению скорости роста и более раннему созреванию сиговых, но и к снижению предельных размеров (Канеп, 1981). Наблюдаемое нами раннее созревание сига, вероятно, является ответной реакцией популяции на сокращение продолжительности жизни в результате повышения токсичности среды. Оно происходит на фоне снижения темпов роста рыб и ухудшения состояния их организмов.

Изменение стратегии жизненного цикла, направленное на сохранение жизнеспособности популяции в целом и позволяющее поддерживать достаточно высокую численность, служит ответом популяции на субтоксичность окружающей среды. Процессы детоксикации тяжелых металлов и раннее половое созревание требуют повышенных энергетических затрат, что обеспечивается достаточностью пищевых ресурсов. В то же время в уловах могут присутствовать крупные, хорошо упитанные особи, большая часть которых не участвует в нересте. Т.И.Моисеенко (1997) на основании анализа популяций рыб больших водоемов Кольского полуострова, испытывающих мощное техногенное загрязнение, выделяет два основных типа ответов, обусловленных увеличением расходов энергии на детоксикацию:

- замедление темпа роста при интенсивном питании и повышенном жиронакоплении, отсрочка созревания и более частые пропуски нерестового сезона;
- переход на короткий цикл воспроизводства и стремление к моноциклии.

При первом типе реакций энергетические затраты на поддержание гомеостаза популяции в субтоксичных условиях среды «оплачиваются» отсрочкой созревания и рассматриваются как переходное состояние популяции, запускающее механизмы эволюционной преадаптации популяций к стрессу. С усилением токсичной нагрузки (повышающей элиминацию особей старших возрастных групп и необходимость в увеличении «энергетических плат» за детоксикацию) долгожительство и позднее созревание становятся экологически невыгодными. Популяция стремится к новому стабильному состоянию, выражающемуся в переходе на укороченный жизненный цикл. Адаптивную ценность приобретает способность популяции сокращать энергоемкие функции: долгожительство, соматический рост, высокую частоту нереста, что проявляется в «сжимании» структурных рядов. Ресурсы, которыми располагает организм в субтоксичных условиях, ограничены большими затратами на процессы детоксикации. Как известно,

репродуктивные траты также являются чрезвычайно энергоемкими и текущее размножение часто подавляет выживаемость, рост или будущее размножение (Бигон и др., 1989). Таким образом, ограничение ресурсов и снижение под воздействием тяжелых металлов эффективности многих функций организма обуславливают образование карликовых короткоживущих форм, что можно рассматривать как компромисс в расходовании доступной энергии.

«Переход» на короткий цикл развития в условиях достаточного обеспечения пищи позволяет рыбам поддерживать высокую численность популяций даже в самых загрязненных водоемах, если процесс техногенного загрязнения сопровождается процессами эвтрофикации (оз.Куэтсьярви, губа Белая оз.Имандра и др.). Однако присутствие в популяциях минимального числа нерестящихся генераций (одной-двух) в условиях усиления техногенного стресса и/или появления новых стрессовых факторов делает проблематичным длительное существование этих популяций. Для рыб исследованных водоемов характерно сокращение численности старших возрастных групп. Кроме того, наблюдается большое количество рыб, пропускающих нерест. Это позволяет сделать предположение, что в основном воспроизводство идет за счет впервые нерестующих рыб и находится в критическом состоянии. Ухудшение качества среды или нормальные колебания природных факторов могут привести к катастрофическим последствиям. Вселение новых видов рыб, более устойчивых к изменяющимся условиям обитания, создает дополнительное напряжение в пищевых отношениях в рыбной части сообщества, что в условиях субтоксичной нагрузки является мощным дополнительным стрессом для популяций аборигенных видов.

Стратегия, характеризующаяся отсрочкой созревания с возможной реализацией размножения в более поздние сроки, оказывается малоэффективной в субтоксичных условиях среды. Она наиболее распространена в популяциях, обитающих в водоемах, испытывающих относительно небольшой уровень техногенной нагрузки (Кочьявр, Ваггетем), что можно расценивать как первичную реакцию популяций на загрязнение. Особи, стремящиеся к моноцикли, имеют явные преимущества, так как они в состоянии реализовать репродуктивный потенциал в течение жизненного цикла и сохранить жизнеспособность популяции, даже в условиях высокой нагрузки (Куэтсьярви). Однако эффективность этой стратегии будет определяться в значительной мере количеством доступной энергии и реализуется только в водоемах с высоким уровнем трофности.

Наряду с указанными выше особенностями изменений стратегий жизненного цикла рыб водоемов Мурманской области в изменяющихся условиях окружающей среды, в последние годы отмечается совершенно новый феномен «гигантизма» короткоцикловых видов рыб. Известно, что продолжительность жизни таких видов относительно невелика, а их размерно-весовые характеристики, как правило, не превышают определенных величин и могут изменяться лишь в зависимости от географического расположения водоемов. Для субарктических олиготрофных водоемов обычно эти показатели меньше, чем для крупных бассейнов внутренних вод умеренной зоны и южных частей ареала распространения. Поэтому явления экстремально высоких для вида размерно-весовых показателей короткоцикловых видов рыб Мурманской области могут свидетельствовать о значительных трансформациях экосистем, при этом они не всегда регистрируются в благополучных с экологической точки зрения водоемах. К числу указанных видов можно отнести ряпушку оз.Ковдор (бассейн оз.Имандра), оз.Кахозеро (бассейн р.Кола), а также ерша оз.Колозеро (бассейн р.Кола) и Пермусозеро (бассейн оз.Имандра) (рис.14).

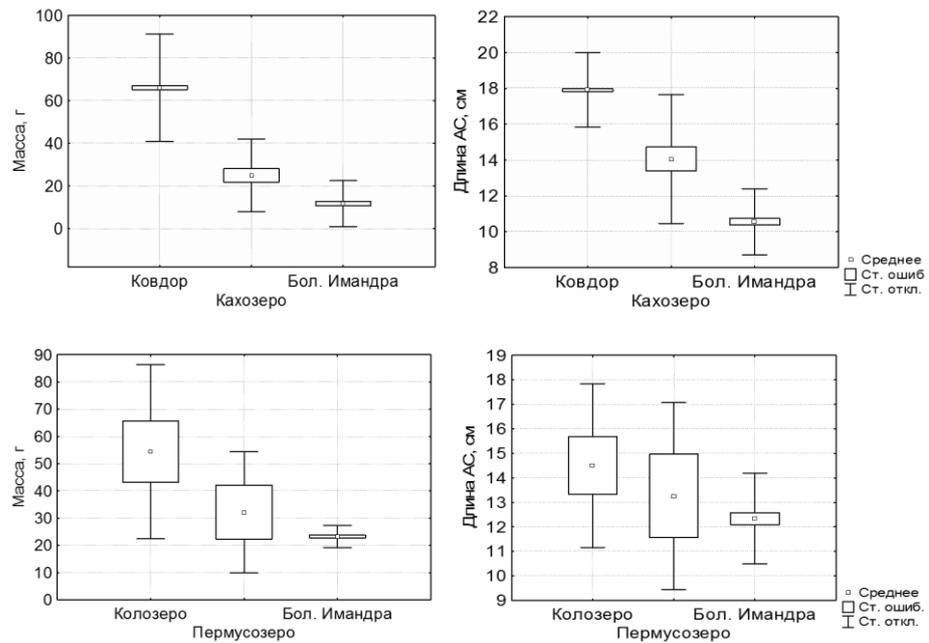


Рис.14. Размерно-весовое распределение ряпушки (вверху) и ерша (внизу) некоторых озер Мурманской области

Подобные явления обусловлены тем, что в определенных условиях для указанных видов реализация воспроизводства и роста оказывается более успешной по сравнению с другими рыбами. При отсутствии достаточного количества хищников и большей устойчивости к изменившимся условиям обитания данные виды выигрывают конкурентные пищевые взаимоотношения с видами, занимающими аналогичные с ними экологические ниши, но чувствительными к качеству среды.

В последние годы в популяциях сигов, несмотря на снижение уровня техногенной нагрузки, сохранилась негативная тенденция снижения продолжительности жизни рыб. Признаки деградации популяций рыб (омоложение популяции за счет снижения продолжительности жизни, снижение темпов роста, переход на короткий жизненный цикл, образование карликовых форм, неравномерность ее возрастной структуры, раннее половое созревание особей, отсрочка созревания и блокировка полового развития у быстрорастущих особей, интенсивное развитие патологий внутренних органов и т.д.) прослеживаются как вблизи промышленных предприятий, так и в значительно удаленных районах (рис.15, 16).

Например, в популяциях сига, обитающих в озерах бассейна р.Поной, несмотря на их значительное удаление от промышленных центров региона, нами было также отмечено небольшое число возрастных групп в целом и в т.ч. групп, принимающих участие в нересте. При этом среди половозрелой части популяции рыб данного вида отмечен достаточно высокий процент рыб, пропускающих нерест (рис.17). Отсутствие в выборках рыб младших возрастных групп указанных озер может быть связано как с обособлением территорий нагула и нереста в пределах озерно-речных систем, так и с возможными нарушениями воспроизводства популяции. Таким образом, внутривидовые изменения рыбной части сообществ, характерные для интенсивно загрязняемых водоемов, отмечаются практически повсеместно на всей территории Мурманской области.

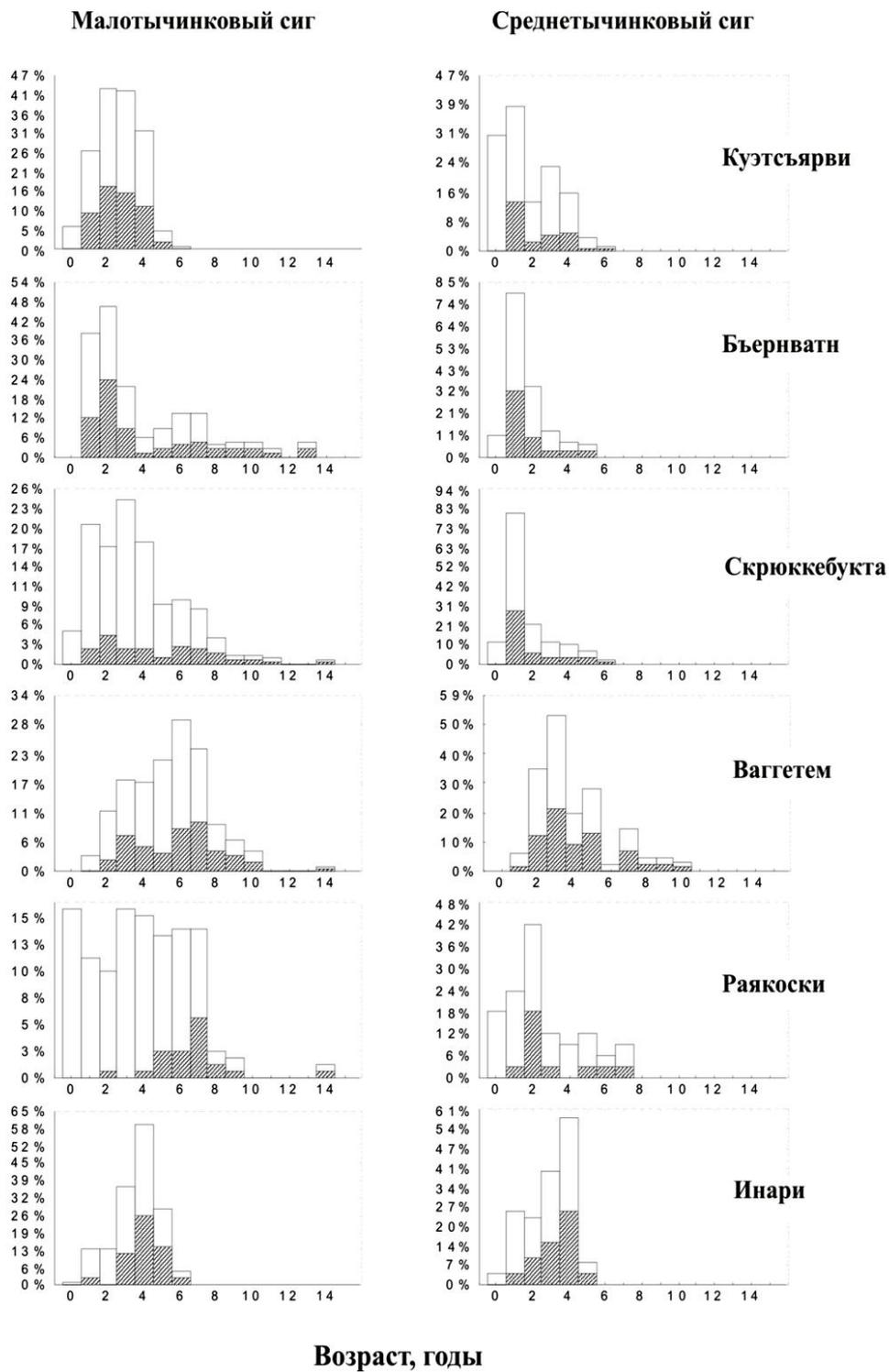


Рис.15. Возрастная структура популяций сига бассейна р.Пасвик (штриховкой отмечен процент рыб, готовых к нересту)

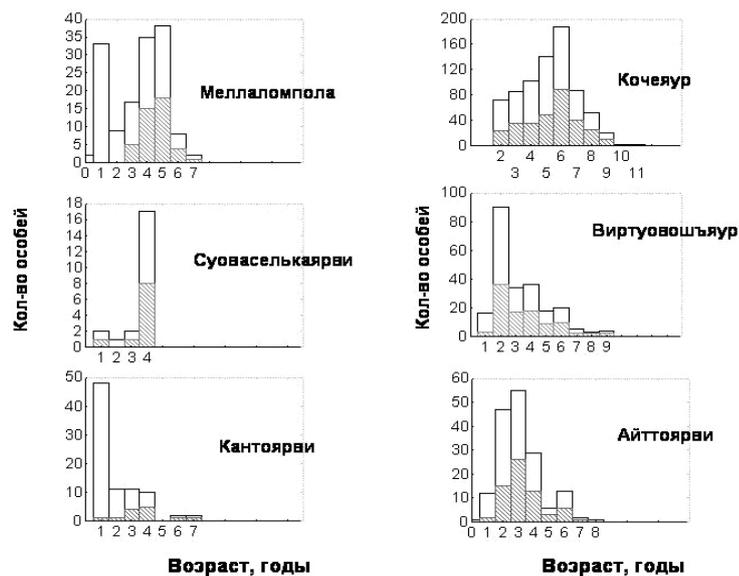


Рис.16. Возрастная структура популяций сига озера лесной зоны приграничного района Финляндии и России (штриховкой отмечено количество половозрелых рыб)

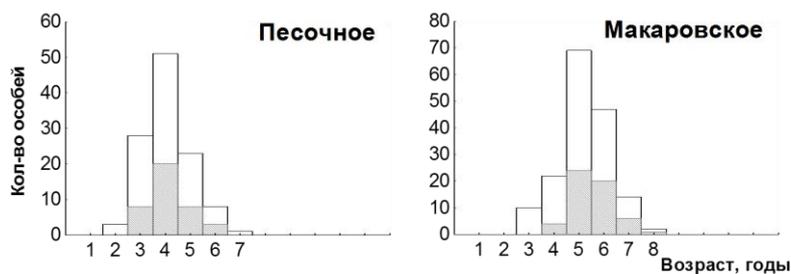


Рис.17. Возрастная структура популяций сига водоемов бассейна р.Поной (штриховкой отмечено количество половозрелых рыб)

Хорошо известно, что структурная и функциональная организация экосистем, обеспечивающая их стабильность во времени и устойчивость к изменениям внешней среды, в том числе и под воздействием антропогенных факторов, определяется биологическим разнообразием (Алимов, 1997). Поэтому изменение видовой структуры экосистем может служить показателем изменений условий обитания (Karr, Dudley, 1981; Karr, 1987; Fausch et al., 1990). Однако использование видовой разнообразия для оценки деградации водоема имеет определенные сложности, связанные в первую очередь с неравномерностью распределения видов в нормальных условиях, обусловленной различными абиотическими, биотическими, историческими факторами (гидрологические, температурные условия, уровень трофности водоема, сезонность распределения, паразитарные инвазии, инфекции, историческое распространение вида и т.д.). Особенно проблематично использование этого методического подхода к водоемам высоких широт, где видовой разнообразие ихтиофауны невелико и обилие видов заменяется обилием внутривидовых форм. Сравнение видового состава затрудняется также ландшафтным и морфометрическим

разнообразием водоемов этого региона, зачастую определяющим видовой состав обитающих в них организмов. Видовой состав вблизи расположенных водоемов может резко различаться. Поэтому при изучении изменений видового состава ихтиофауны субарктических и арктических водоемов предпочтительнее преимущественно опираться на исторические данные (доиндустриального периода).

Несмотря на пиковые нагрузки загрязнений во второй половине прошлого века, длительное время структура рыбной части сообществ даже наиболее техногенно-трансформированных водоемов в целом оставалась малоизмененной. Как правило, отмечалось снижение доли лососевых видов и доминирование сиговых. Однако в конце 90-х годов прошлого и в начале нынешнего столетий во многих водоемах региона в условиях региональных изменений климата, наметились тенденции изменения в структуре сообщества рыбного населения, характерные для интенсивно эвтрофируемых водных объектов.

Изменение видового состава рыб и/или его структуры происходит несколькими путями: а) вселение новых видов; б) резкая смена доминирующих аборигенных видов; г) совместное протекание первых двух процессов. К негативным факторам, определяющим современный статус ихтиофауны водоемов Северной Фенноскандии, следует отнести загрязнение вод, изменения гидрологических условий водоемов вследствие зарегулирования стока крупных рек, интенсивное рыболовство (как промышленное, так и «любительское»), целенаправленное или стихийное вселение новых видов. Особо следует выделить резкое ускорение процессов эвтрофикации водоемов, чему может способствовать потепление климата. В целом эвтрофикация водоемов озерного типа относится к естественным процессам «старения», ввиду избыточного количества биогенных веществ и чрезмерной продукции органического вещества. Однако в условиях антропогенного эвтрофирования скорости изменения экосистем значительно возрастают. При этом трофический статус водоема также увеличивается, отмечается сокращение биологического разнообразия, общее снижение качества вод.

Считается, что развитие рыбной части сообществ водоемов в естественных условиях характеризуется последовательной сменой доминирующих видов, связанной с этапами природного «старения» водоемов. Естественная скорость сукцессии может составлять сотни лет. Смена рыбной части сообщества происходит чаще всего в такой последовательности: лососевые→сиговые→корюшковые→окуновые→карповые. В условиях интенсивного антропогенного пресса на водные экосистемы субарктических водоемов изменение их трофического статуса идет гораздо более стремительными темпами. В структуре зоопланктона и рыбного населения происходит замещение крупных и долгоживущих форм на мелкие и раносозревающие. Ценные промысловые рыбы с длинным жизненным циклом заменяются «сорными» рыбами с высоким уровнем воспроизводства и высоким приростом продукции. (Антропогенное ..., 1976; Решетников и др., 1982; Жаков, 1984).

Изменения трофического статуса крупных озер европейской части России хорошо известны (Антропогенное ..., 1976; Болотова и др., 1996). В то же время считалось, что районы Крайнего Севера (Мурманская область) практически не подвержены развитию процессов эвтрофирования водоемов. Тем не менее, тенденции изменения структуры сообщества оз.Имандра (снижение численности лососевых и доминирование короткоцикловых сиговых видов) были отмечены и ранее. Такая ситуация оставалась практически неизменной до конца прошлого столетия.

В конце XX – начале XXI веков во многих водоемах региона отмечаются резкие изменения в продукционных процессах и структуре их сообществ, включая рыбную часть. Так, в последние десятилетия в оз.Имандра получила массовое распространение корюшка *Osmerus eperlanus*, став доминирующим видом. Она практически полностью вытеснила ряпушку и снижает эффективность воспроизводства остальных видов, массово уничтожая молодь, создает повышенную пищевую конкуренцию. Нерестовая стратегия корюшки, идущей на нерест в реки, оказалась эффективней местных весенне-нерестящихся видов (щука, окунь, язь) которые вследствие зимне-весенней сработки воды Нивскими ГЭС практически полностью лишаются нерестилищ в озере. Короткий жизненный цикл, отсутствие пресса хищников, малоэффективное промысловое изъятие, успешное воспроизводство делают корюшку доминирующим видом оз.Имандра. Резко возрастает и численность ерша *Gymnocephalus cernuus*. В ряде районов озера (северные районы Большой Имандры) эти два вида полностью доминируют в структуре ихтиофауны. Воспроизводство остальных видов малоэффективно, и пополнение их популяций идет в основном за счет мигрантов из придаточных озерно-речных систем (полупроходная форма сига, кумжа).

Последние данные о состоянии фауны рыб южной части плеса Йокостровская Имандра, а также плеса Бабинская Имандра показали, что, наряду с корюшкой, окунь здесь сохраняет высокую численность. Это связано с достаточным количеством благоприятных для его нереста районов в многочисленных придаточных мелководных озерно-речных системах. В то же время для щуки, по-видимому, процессы воспроизводства, ввиду флуктуаций уровня режима вод, не столь эффективны. Наряду с изменениями гидрологического режима водоема каскадом ГЭС, значительный вклад в формирование современного облика фауны рыб этого района озера вносит термофикация вод Кольской АЭС. Ихтиофауна указанных районов оз.Имандра, считавшихся ранее крупнейшими нерестовыми угодьями арктического гольца и сига, в настоящее время претерпела значительные изменения. Так, арктический голец на данный момент в плесе Бабинская Имандра отмечается единично. Также значительно сократилась численность сига. Большее распространение в данном районе акватории озера, наряду с корюшкой, приобретает окунь. Корюшка, в свою очередь, находясь в условиях благоприятного кормового климата, при отсутствии серьезного пресса хищников, за счет высоких темпов роста достигает значительных размеров, и сама ведет хищный образ жизни. Основным кормовым компонентом ее при этом становится ряпушка. Численность последней в исследованном районе становится крайне низкой. В зоне подогретых вод уже несколько десятилетий поддерживается самовоспроизводящаяся популяция карпа *Suyprius carpio carpio*, стихийно заселенного в конце 70-х годов прошлого века (рис.18).

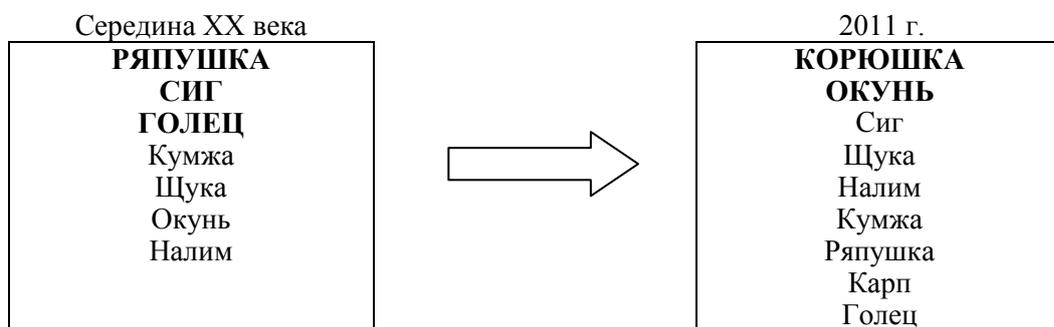


Рис.18. Изменения в структуре рыбной части сообщества плеса Бабинская Имандра

Европейская корюшка *Osmerus eperlanus*, ранее обитающая в ограниченном числе водоемов бассейна Белого моря, в настоящее время освоила большее количество водоемов, успешно конкурируя с аборигенными видами рыб. В период с 1979 по 1985 гг. была выполнена интродукция онежской корюшки (в виде личинок) в Верхнетуломское водохранилище (бассейн Баренцева моря), откуда в настоящее время она также распространилась и по всей протяженности р.Кола.

Недавние исследования по оценке состояния ихтиоценозов некоторых крупных водоемов центральной части Мурманской области, относящихся к бассейнам Белого и Баренцева морей, выявили значительные перестройки в сообществах рыб, характер которых свидетельствует об изменениях в трофической структуре экосистем. Было установлено, что в исследованных водоемах доминирующими видами являются малоценные, с промысловой точки зрения, виды (рис.3). Так, в структуре ранее считавшихся лососево-сиговыми водоемами бассейнов рек Нива (Имандра, Пермусозеро) и Кола (Колозеро, Кахозеро) доминирующими видами в настоящее время являются обыкновенный ерш *Gymnocephalus cernuus*, европейская корюшка *Osmerus eperlanus* и европейская ряпушка *Coregonus albula* (рис.19).

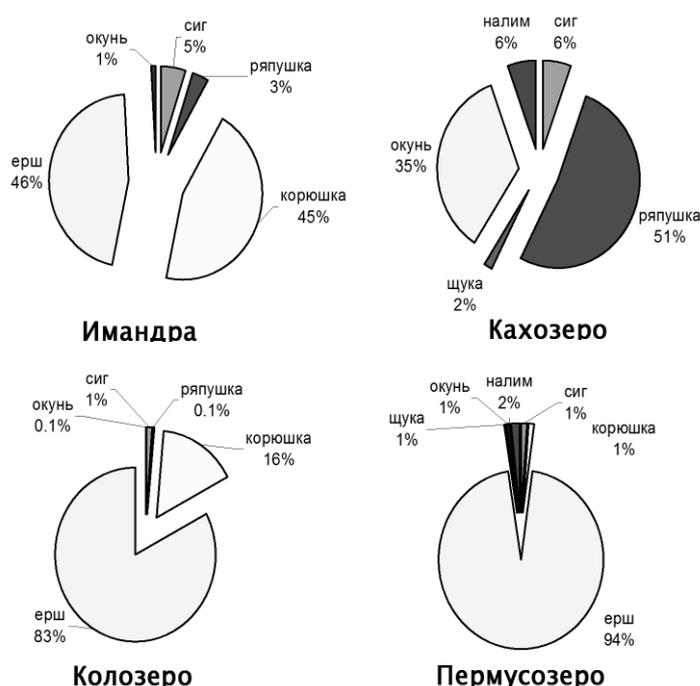


Рис.19. Современная структура рыбной части сообществ некоторых водоемов Мурманской области

На сложившуюся структуру рыбного населения указанных водоемов, несомненно, оказывает влияние весь комплекс антропогенных факторов, характерных для центральных промышленных районов Мурманской области, включая неконтролируемый «любительский» лов (в основном лососевых и сиговых видов), снижение эффективности воспроизводства рыбных запасов. Это привело к снижению доли ценных промысловых пород рыб, а также хищников и, как следствие, к смене доминирующих видов в рыбной части сообщества, которыми стали такие виды, как

обыкновенный ерш и европейская корюшка. В отсутствие крупных пелагических хищников молодь ряпушки является кормовым объектом корюшки и крупного ерша оз.Колозеро, где он достигает рекордных для вида размерно-весовых показателей. Аналогичные процессы характерны для Кахозера и Пермусозера.

В стрессовых для аборигенных видов условиях вселение новых видов рыб, обладающих широкой экологической валентностью, приводит к радикальным изменениям структуры ихтиоценозов. Так, вселение ряпушки внесло значительные изменения в структуру рыбной части сообщества водоемов системы р.Пасвик. Европейская ряпушка *Coregonus albula*, акклиматизированная в финском оз.Инари, из которого вытекает р.Пасвик, распространена в настоящее время по всей системе реки. Ярко выраженный планктонофаг с более эффективным цедильным аппаратом, ряпушка, безусловно, выигрывает в конкуренции со среднетычинковым сигом (Решетников, 1980; Svardson, 1976; Nilsson, 1979). Она активно занимает экологическую нишу среднетычинковых сигов. Резкое увеличение ее численности создает напряженность в пищевой обеспеченности этой формы сига, что является дополнительным стрессовым фактором к уже существующим, обусловленным загрязнением тяжелыми металлами (их влияние будет рассмотрено ниже). Происходит вытеснение среднетычинковых сигов из пелагической зоны в профундальную и литоральную. Переходя на питание бентосными и воздушными организмами, среднетычинковые сиги создают конкуренцию малотычинковым. Таким образом, вторжение ряпушки оказывает косвенное отрицательное влияние и на малотычинковых сигов. Поэтому нет полной ясности в дальнейшей судьбе этих двух форм сига. Скорее всего, малотычинковый сиг, как более приспособленный бентофаг, выдержит конкуренцию со стороны среднетычинковых сигов, но, учитывая короткий цикл развития последних, эта конкуренция может быть очень жесткой. В любом случае, происходит снижение пищевых ресурсов, ранее доступных малотычинковым сигам. Так как эти процессы протекают на фоне значительной техногенной нагрузки, судьба популяций сигов, и в первую очередь среднетычинковых, представляется проблематичной. Ряпушка же прочно обосновалась в пелагиальной зоне, и ее численность будет определяться темпами воспроизводства (естественное и за счет миграции из оз.Инари, зависит от гидрологических условий), колебаниями биомассы зоопланктона и прессом хищников.

Увеличение численности ряпушки и вытеснение среднетычинкового сига в литоральную и профундальные зоны на фоне снижения техногенной нагрузки создали благоприятные условия для роста численности хищных видов. Прежде всего, это кумжа и окунь. Однако следует учитывать загрязнение среды обитания тяжелыми металлами. В этих условиях естественное воспроизводство кумжи проблематично, и ее численность в водоемах системы р.Пасвик будет определяться деятельностью рыбоводных заводов. Увеличение численности окуня наблюдается в оз.Вагтетем (рис.20). Как известно, окунь в процессе онтогенеза занимает три пищевых ниши: младшие возрастные группы питаются зоопланктоном, особи средних размеров потребляют донные организмы, старшие рыбы становятся хищниками (Жаков, 1984). Увеличение численности окуня создает дополнительное напряжение в обеспеченности сигов пищевыми ресурсами. Изменения в структуре рыбной части сообщества изученных водоемов и их прогноз представлены на рис.20.

Другим примером значительных перестроек структуры рыбной части населения могут быть водоемы бассейна р.Поной (центральная часть Кольского п-ова), где отсутствует прямое влияние на водоемы процессов промышленного производства, сельского хозяйства и пр. Здесь в последние годы отмечено

значительное увеличение численности плотвы и язя. Язь, ранее распространенный лишь в верховьях бассейна р.Поной вплоть до оз.Вудьявр (Галкин, 1966; Сурков, 1966), по сообщениям местных жителей, в настоящее время широко обитает как в верхнем, так и в нижнем течении реки. Интенсивному распространению данных видов, по-видимому, способствуют изменения гидрологического и температурного режимов водоемов системы р.Поной, сопровождающиеся массовым развитием высшей водной растительности. На примере малых озер Северо-Запада было показано, что одним из путей сукцессий озер при их зарастании является доминирование плотвы и вытеснение ею остальных видов вплоть до формирования одновидового сообщества (Жаков, 1984).



Рис.20. Изменения в структуре рыбной части сообщества р. Пасвик и их прогноз

Таким образом, несмотря на то, что процесс загрязнения поверхностных вод Мурманской области длится уже не одно десятилетие, мы должны констатировать, что в настоящее время наблюдаются глубокие структурно-функциональные перестройки пресноводных экосистем. Если в прошлом веке интенсивное промышленное загрязнение водоемов отражалось большей частью на состоянии организмов и популяций рыб, то в настоящее время происходит быстрая смена структуры рыбной части сообщества. Значительное снижение качества вод субарктических водоемов, связанное с влиянием многофакторного промышленного загрязнения, интенсификация процессов эвтрофирования водоемов в условиях региональных климатических изменений приводят к развитию не свойственных для Крайнего Севера явлений. В типичных олиготрофных водоемах Субарктики отмечаются серьезные изменения рыбной части сообществ, свидетельствующие о стремительных преобразованиях их трофического статуса на фоне сохраняющегося или повышающегося уровня сублетальной токсичности вод.

## Заключение

Интенсивное развитие промышленности на Кольском полуострове в XX веке, разведка и освоение новых запасов полезных ископаемых в последние десятилетия, наряду с климатическими изменениями, привели к возрастающему воздействию на ключевые биологические, геохимические и физические процессы в пресноводных экосистемах Севера. Совместное действие этих факторов вызывает глубокие перестройки в арктических пресноводных экосистемах, снижающие их устойчивость и, в конечном итоге, социально-экономическую значимость. Изменяются скорости и направления сукцессий, интенсивность продукционных процессов, видовой состав и структура сообществ гидробионтов (рис.21).

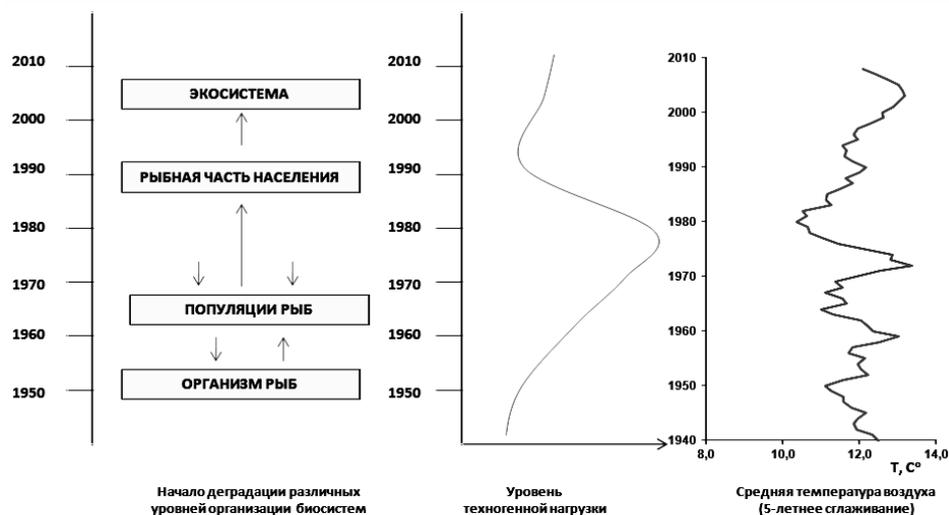


Рис.21. Динамика некоторых показателей окружающей среды и начало радикальных изменений биологических систем оз.Имандра

Скорость таких изменений в последние годы чрезвычайно возрастает. Явления, которые в XX веке казались невероятными, например, регулярное массовое цветение синезеленых водорослей в арктических озерах, в настоящее время происходят регулярно.

Можно выделить основные направления таких изменений:

- увеличение токсичности водной среды вследствие накопления в озерах загрязняющих веществ;
- изменение трофического статуса озер. Усиление темпов эвтрофикации;
- изменение направленности и скорости сукцессий;
- снижение стабильности экосистемы, повышение рисков катастрофических деградационных изменений.

Совместное действие климатических изменений и загрязнения окружающей среды мало изучено и носит сложный характер. Изменения климата, вне зависимости от направленности таких изменений, могут обусловить существенные изменения в важнейших для региона отраслях экономики – энергетике, коммерческом рыболовстве (включая аквакультуру), туризме, – привести к социальной напряженности вследствие ухудшения условий жизни.

Изменения условий окружающей среды, обусловленные изменениями климата и влиянием загрязнения, могут оказать существенное влияние на природную структуру популяций рыб и их пищевых объектов, что проявляется в исчезновении лососевых и сиговых видов рыб, замене их малоценными (корюшковые, окуневые), изменении технологий аквакультуры и т.д. Цветение синезеленых водорослей вызывает массовую гибель рыб и снижает качество питьевой воды. Это может нанести существенный урон данным секторам экономики, ухудшить условия развития региона. В целом происходит снижение ресурсного потенциала поверхностных вод региона. В то же время повышение трофического статуса озер вследствие процессов эвтрофикации может увеличить их рыбопродуктивность, однако для этого необходимо грамотное, научно обоснованное управление водными ресурсами.

Основные последствия изменений климата и загрязнения окружающей среды для водных систем представлены в схеме (рис.22).

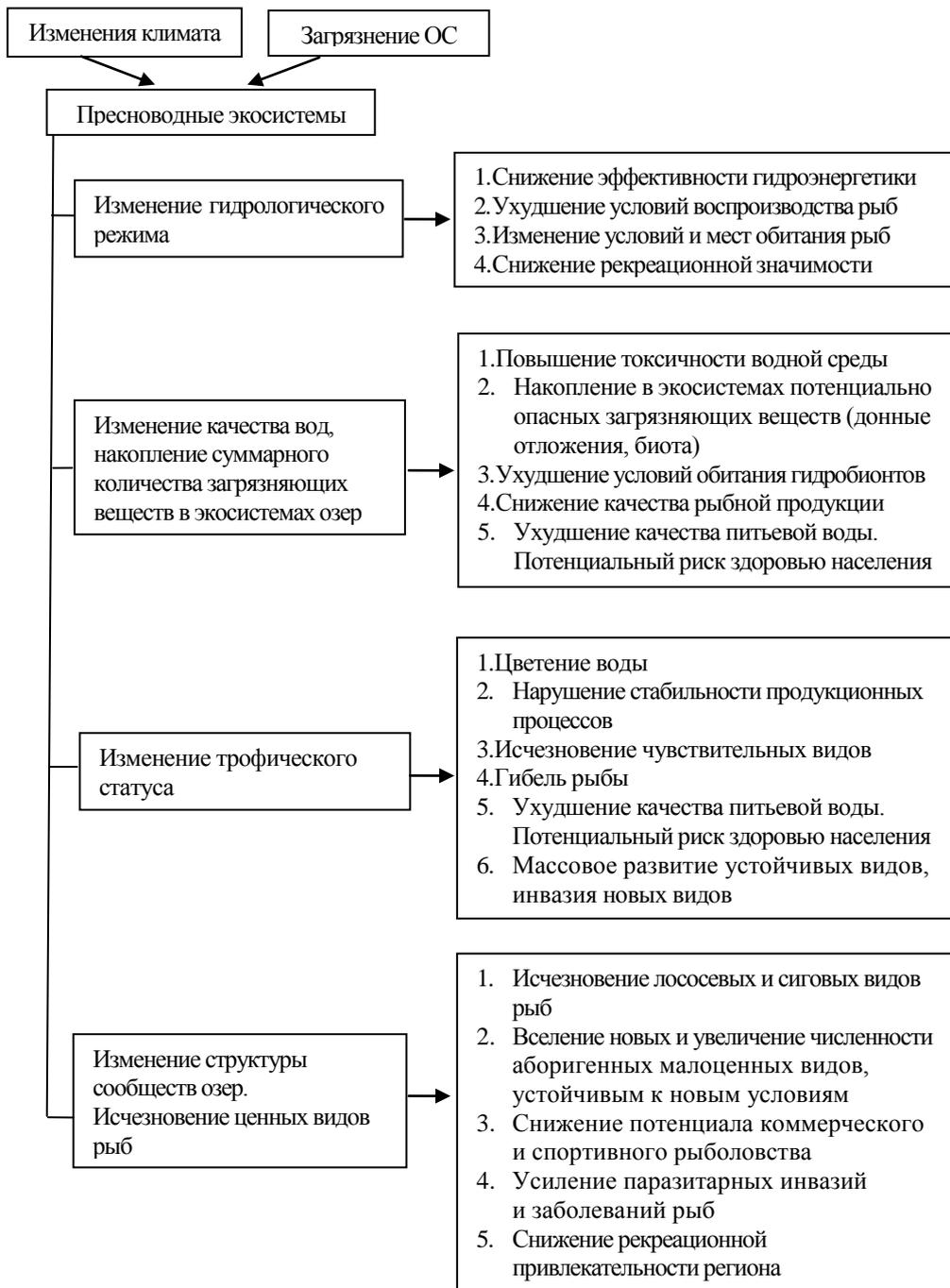


Рис. 22. Основные последствия изменений климата и загрязнения окружающей среды для водных систем

Важным аспектом изучения последствий загрязнений водоемов является оценка потенциальных рисков загрязнения окружающей среды для здоровья населения. Функционирование водных экосистем в этих новых условиях заставляет пересматривать методологические подходы к оценке качества вод и состояния водных ресурсов, а также к организации системы гидроэкологического мониторинга в регионе.

Реализуемый Институтом проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН комплексный подход к исследованию водоемов позволяет получить объективное представление о процессах трансформации пресноводных экосистем под воздействием природных и антропогенных факторов, что, в свою очередь, является научной основой нормирования техногенных нагрузок и прогноза развития природных комплексов.

### Список литературы

Алимов А.Ф. Введение в продукционную гидробиологию. Л.: Гидрометиздат, 1989. 151 с.

Алимов А.Ф. Динамика биомассы, продуктивность экосистем континентальных водоемов // Журн. общ. биол. 1997. Т.58, № 3. С. 27-42.

Андроникова И.Н. Классификация озер по уровню биологической продуктивности // Теоретические вопросы классификации озер. СПб.: Наука, 1993. С. 51-72.

Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. СПб.: Наука, 1996. 189 с.

Андроникова И.Н. Зоны экологического риска в прибрежных районах Ладожского озера // Биология внутренних вод. 2007. № 2. С. 3-10.

Антропогенное эвтрофирование озер. М.: Наука, 1976. 200 с.

Аршаница Н.М. Патологоморфологический анализ состояния рыб в полевых и экспериментальных токсикологических исследованиях / Н.М.Аршаница, Л.А.Лесников // Методы ихтиотоксикологических исследований. Л.: ГосНИОРХ; НПО Промрыбвод, 1987. С. 7-9.

Аршаница Н.М. Ихтиологическое состояние водоемов Северо-Запада СССР // Рыб. хоз-во. 1991. № 6. С. 52-54.

Атлас пресноводных рыб России. В 2 т. М.: Наука, 2003. Т. 1. 379 с.; Т. 2. 253 с.

Балушкина Е.В. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоемах. Л.: Наука, 1987. 179 с.

Баранов И.В. Лимнологические типы озер СССР. Л., 1962. 276 с.

Баринова С.С. Атлас водорослей-индикаторов сапробности (российский Дальний Восток) / С.С.Баринова, Л.А.Медведева. Владивосток: Дальнаука, 1996. 364 с.

Баринова С.С. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды / С.С.Баринова и др. Тель Авив: PiliesStudio, 2006. 498 с.

Берг Л. С. Рыбы Кольского полуострова. / Л.С.Берг, И.Ф.Правдин // Изв. ВНИОРХ. Л., 1948. Т. XXVI, вып.2. 267 с.

Бигон М. Экология. Особи, популяции и сообщества: пер. с англ. В 2 т. / М.Бигон и др. М.: Мир, 1989. Т.2. 477 с.

Биологическая продуктивность северных озер. Озера Зеленецкое и Акулькино / под ред. Винберга. Л., 1975. Т.57. 182 с.

Болотова Н.Л. Изменения рыбной части сообщества и уловов при эвтрофировании крупного северного озера / Н.Л.Болотова и др. // Вопросы ихтиологии. 1996. Т.36, № 4. С. 470-480.

Большие озера Кольского полуострова / под ред. Л.Ф. Форш, В.Г. Дрabbковой. Л.: Наука, 1975. 350 с.

Валькова С.А. Особенности бентосных сообществ губы Монче (оз.Имандра, Кольский полуостров) // Современные проблемы гидроэкологии: тез. докл. 4-й Междунар. науч. конф. (Санкт-Петербург, 11-15 октября 2010 г.) / ЗИН РАН. СПб., 2010. С. 33.

Васнецов В.В. О закономерностях роста рыб // Очерки по общим вопросам ихтиологии. М.-Л.: Изд-во Акад. наук СССР, 1953. С. 218-226.

Васнецов В.В. Этапы развития костистых рыб // Очерки по общим вопросам ихтиологии. М.-Л.: Изд-во Акад. наук СССР, 1953. С. 207-217.

Волхонская Н.И. Зоопланктон Ковдозерского водохранилища // Рыбы Мурманской области. Мурманск, 1966. 336 с.

Галкин Г.Г. Ихтиофауна водохранилищ и озер Мурманской области / Г.Г.Галкин и др. // Рыбы Мурманской области. Условия обитания, жизнь и промысел. Мурманск: Изд-во ПИНРО, 1966. С. 177-193.

Давыдова Н.Н. Диатомеи в донных отложениях (Сейдозеро) // Большие озера Кольского полуострова. Л., 1971. С.140-168.

Денисов Д.Б. Изменения гидрохимического состава и диатомовой флоры донных отложений в зоне воздействия горнорудного производства (Кольский полуостров) // Водные ресурсы. 2007. Т.34, № 6. С. 719-730.

Денисов Д.Б. Экологические особенности функционирования разнотипных субарктических водоемов / Д.Б.Денисов, Н.А.Кашулин. 2007. URL: [http://www.kolasc.net.ru/russian/sever07/sever07\\_1.pdf](http://www.kolasc.net.ru/russian/sever07/sever07_1.pdf).

Денисов Д.Б. Динамика водорослевых сообществ горных субарктических водоемов // Экологические проблемы северных регионов и пути их решения: материалы всерос. науч. конф. с междунар. участием (14-16 октября 2008 г.). Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2008. Ч.1. С. 205-210.

Денисов Д.Б. Водорослевые сообщества различных ландшафтов Кольского Севера в оценке состояния водных экосистем // Водоросли: проблемы таксономии, экологии и использование в мониторинге: материалы II Всерос. конф. (Сыктывкар, 5-9 октября) / Ин-т биологии Коми НЦ УрО РАН. Сыктывкар, 2009. С. 270-272.

Денисов Д.Б. Экологические особенности водорослевых сообществ разнотипных субарктических водоемов // Вестник Кольского научного центра РАН. 2010. № 1. С. 48-55.

Деньгина Р.С. Зоопланктон и зообентос озера Имандра // Экосистема озера Имандра под влиянием техногенного загрязнения. Апатиты: Изд. Кольского филиала АН СССР, 1980. С. 78-115.

Дольник Т.В. Зоопланктон и зообентос / Т.В.Дольник, Г.А.Стальмакова // Большие озера Кольского полуострова. Л., 1975. С. 317-336.

Дубровина Л.В. К вопросу о влиянии биотических и абиотических факторов среды на токсичность тяжелых металлов / Л.В.Дубровина и др. // Тез. докл. II Всесоюз. конф. по рыбохоз. токсикологии. СПб., 1991. Т.1. С. 168-170.

Жадин В.И. Реки, озера и водохранилища СССР, их фауна и флора / В.И.Жадин, С.В.Герд. М., 1961. 600 с.

Жаков Л.А. Формирование и структура рыбного населения озер Северо-Запада СССР. М., 1984. 144 с.

Жизнеспособность популяций: Природоохранные аспекты. М.: Мир, 1989. 224 с.

Зверева О.С. Бентос и общие вопросы гидробиологии Вашуткиных озер // Гидробиологическое изучение и рыбохозяйственное освоение озер Крайнего Севера СССР. М., 1966. С. 112-137.

Здановски Б. Оценка изменений, вызванных сбросом теплых вод в систему Конинских озер // Биологические ресурсы водоемов Балтийского моря: тез. докл. XXIII науч. конф. по изучению водоемов Прибалтики. Петрозаводск, 1991. С. 205-206.

Зинова А.Д. Сравнительная характеристика исследованных озерно-речных систем Монче- и Волчьей тундр / А.Д.Зинова, А.А.Нагель // Тр. отдел. гидрол. ленингр. обл. гидрометеорол. упр. Л., 1935. Т.1. С. 113-132.

Ильяшук Б.П. Реликтовые ракообразные в условиях длительного загрязнения субарктического оз.Имандра (результаты наблюдений за период 1930-1998 гг.) // Экология. 2002. № 3. С. 215-219.

Каган Л.Я. Исследования диатомей на Кольском полуострове в XX веке / Л.Я.Каган, Д.Б.Денисов // Морфология, экология и биогеография диатомовых водорослей: сб. тез. VIII Школы диатомологов России и стран СНГ / под ред. С.И.Генкала; Ин-т биологии внутренних вод им. И.Д.Папанина. Борок, 2002. С. 38-39.

Калюжин С.М. Атлантический лосось Белого моря: проблемы воспроизводства и эксплуатации. Петрозаводск: ПетроПресс, 2003. 264 с.

Канаев А.И. Ветеринарная санитария в рыбоводстве. М.: Агропромиздат, 1985. 280 с.

Канеп С.В. Взаимосвязь энергетического обмена, потенциальных размеров, скорости роста и полового созревания у сиговых рыб: Второе всесоюз. совещ. по биологии и биотехнике разведения сиговых рыб: тез. докл. Петрозаводск, 1981. С. 9-11.

Карамушко О.В. Ихтиофауна пресных вод Мурмана / О.В.Карамушко, Е.Г.Берестовский // Ихтиофауна малых рек и озер Восточного Мурмана: биология, экология, биоресурсы. Апатиты: Изд. Кольского науч. центра РАН, 2005. С. 36-42.

Кашулин Н.А. Рыбы пресных вод Субарктики как биоиндикаторы техногенного загрязнения / Н.А.Кашулин, А.А.Лукин, П.-А.Амундсен. Апатиты: Изд. Кольского науч. центра РАН, 1999. 142 с.

Кашулин Н.А. Рыбы малых озер Северной Фенноскандии в условиях аэротехногенного загрязнения. Апатиты: Изд. Кольского науч. центра РАН, 2004. 130 с.

Кашулин Н.А. Современные подходы к оценке процессов трансформации пресноводных экосистем Севера / Н.А.Кашулин и др. // Сб. науч. трудов Кольского науч. центра РАН. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2005. Т.1. С. 337-346.

Кашулин Н.А. Антропогенные изменения водных систем Хибинского горного массива (Мурманская область) / Н.А.Кашулин и др. Апатиты: Изд. Кольского науч. центра РАН, 2008. Т.1. 250 с.

Кашулин Н.А. Экологический каталог озер Мурманской области. Северо-западная часть Мурманской области и приграничные территории сопредельных стран. В 2 ч. / Н.А.Кашулин и др. Апатиты: Изд. Кольского науч. центра РАН, 2009. Ч.1. 226 с.; Ч.2. 262 с.

Китаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М., 1984. 207 с.

Комулайнен С.Ф. Методические рекомендации по изучению фитоперифитона в малых реках. Петрозаводск: Карельский науч. центр РАН, 2003. 43 с.

Комулайнен С.Ф. Библиография работ по водорослям Европейского Севера России (Республика Карелия, Мурманская область) / С.Ф.Комулайнен и др. Петрозаводск: Карельский науч. центр РАН, 2006. 66 с.

Комулайнен С.Ф. Альгологические исследования в озерно-речных системах Севера европейской части России // Альгология. 2007. Т.17, № 2. С. 220-229.

Королева И.М. Влияние загрязнения на морфофизиологические показатели сигов *Coregonus lavaretus* в водоемах Кольского Севера: дис. ... канд. биол. наук. Апатиты, 2001. 186 с.

Кошелев Б.В. Изучение закономерностей репродуктивного процесса у рыб // Экологические аспекты исследований водоемов-охладителей АЭС. М.: ИЭМЭЖ АН СССР, 1983. С. 54-66.

Крючков В.В. Экология водоемов-охладителей в условиях Заполярья / В.В.Крючков, Т.И.Моисеенко, В.А.Яковлев. Апатиты: Изд. Кольского филиала АН СССР, 1985. 132 с.

Кудерский Л.А. Динамика стад промысловых рыб внутренних водоемов. М.: Наука, 1991. 151 с.

Лапин В.И. Закономерности внутривидовой изменчивости обменных процессов и характера воспроизводства у рыб / В.И.Лапин, Н.Н.Лапина, М.И.Шатуновский // Особенности репродуктивных циклов у рыб в водоемах разных широт. М.: Наука, 1985. С. 65-77.

Летанская Г.И. Фитопланктон и первичная продукция озер Кольского полуострова // Озера различных ландшафтов Кольского полуострова. Л.: Наука, 1974. Ч.2. С. 78-119.

Лукин А.А. Патологии рыб как индикатор качества вод Кольского Севера // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского Севера. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1995. С. 105-119.

Лукин А.А. Интродукция радужной форели *Parasolmo mykiss* в озеро Имандра (Кольский полуостров) // Вопросы ихтиологии. 1998. Т.3, № 4. С. 485-491.

Лукьяненко В.И. Экологические аспекты ихтиотоксикологии. М.: Агропромиздат, 1987. 240 с.

Макарцева Е.С. Зоопланктон озер различных ландшафтов Кольского полуострова // Озера различных ландшафтов Кольского полуострова. Л., 1974. Ч.2. С. 143-179.

Макрушин А.В. Биоиндикация загрязнения внутренних водоемов // Биологические методы оценки природных вод. М.: Наука, 1984. С. 123-137.

Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 277 с.

Моисеенко Т.И. Изменение физиологических показателей рыб как индикатор качества водной среды // Мониторинг природной среды Кольского Севера. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1984. С. 51-57.

Моисеенко Т.И. Антропогенные преобразования водных экосистем Кольского Севера / Т.И.Моисеенко, В.А.Яковлев. Л.: Наука, 1990. 221 с.

Моисеенко Т.И. Сиг как тест-объект для биоиндикации качества вод озер Крайнего Севера / Т.И.Моисеенко, А.А.Лукин, Н.А.Кашулин // Современные проблемы сиговых рыб. Владивосток, 1991. С. 213-224.

Моисеенко Т.И. Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1997. 261 с.

Моисеенко Т.И. Изменение стратегии жизненного цикла рыб под воздействием хронического загрязнения вод // Экология. 2002. № 1. С. 50-60.

Моисеенко Т.И. Водная экотоксикология: Теоретические и прикладные аспекты / Т.И.Моисеенко; Ин-т водных проблем РАН. М.: Наука, 2009. 400 с.

Моисеенко Т.И. Антропогенная трансформация арктической экосистемы озера Имандра: тенденции к восстановлению после длительного периода загрязнения / Т.И.Моисеенко и др. // Водные ресурсы. 2009. Т.36, № 3. С. 312-325.

Мордухай-Болтовской Ф.Д. Проблема влияния тепловых и атомных электростанций на гидробиологический режим водоемов // Экология организмов водохранилищ-охладителей. Л.: Наука, 1975. С. 7-69.

- Муравейко В.М. Стальноголовый лосось в реках Восточного Мурмана / В.М.Муравейко и др. // Виды-вселенцы в европейских морях России. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2000. С. 269-272.
- Нилова О.И. Гидробиологическая характеристика р. Поноя и ее притоков // Рыбы Мурманской области. Мурманск: Кн. изд-во, 1966. С. 105-111.
- Озера различных ландшафтов Кольского полуострова. Л., 1974. Ч.2. С. 319.
- Петровская М.В. Характеристика зоопланктона озер Мурманской области // Рыбы Мурманской области. Мурманск, 1966. С. 84-90.
- Порецкий В.С. Диатомовые Кольского полуострова в связи с микроскопическим составом кольских диатомитов / В.С.Порецкий, А.П.Жузе, В.С.Шешукова // Труды Геоморф. ин-та АН СССР. 1934. Т.8. С. 95-200.
- Решетников Ю.С. Экология и систематика сиговых рыб. М.: Наука, 1980. 300 с.
- Решетников Ю.С. Изменение структуры рыбного населения эвтрофируемого водоема / Ю.С.Решетников, О.А.Попова, О.П.Стерлигова. М.: Наука, 1982. 234 с.
- Решетников Ю.С. Время наступления половой зрелости / Ю.С.Решетников и др. // Пелядь *Coregonus peled* (Gmelin, 1788). Систематика, морфология, экология, продуктивность. М.: Наука, 1989. С. 161-167.
- Решетников Ю.С. Влияние нового вида-вселенца на экосистему (на примере ряпушки реки Пасвик) / Ю.С.Решетников, О.А.Попова, П.-А.Амундсен // Водные экосистемы: трофические уровни и проблемы поддержания биоразнообразия: материалы Всерос. конф. с междунар. участием. Вологда, 2008. С. 347-350.
- Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / отв. ред. В.А.Абакумов и др. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 305 с.
- Рыбы Мурманской области. Мурманск, 1966. 334 с.
- Рылов В.М. Материалы к фауне свободноживущих пресноводных Соперода северной России. Ч.1: Calanoida и Cyclopoida // Ежегодник Зоол. музея Российской академии наук. 1922. Т.22. С. 247-310.
- Сажин Е.В. Популяция плотвы (*Rutilus rutilus*) Кубенского озера // Водные экосистемы: трофические уровни и проблемы поддержания биоразнообразия: материалы Всерос. конф. с междунар. участием. Вологда, 2008. С. 364-366.
- Семенова А.С. Изменение показателей зоопланктона Куршского залива в период «гиперцветения» синезеленых водорослей // Вода: химия и экология. 2009. № 9. С. 2-6.
- Семенович Н.И. Гидрологические исследования озера Имандра в 1930 г. // Материалы к изучению водоемов Кольского полуострова. Мурманск, 1940. Сб.1. С. 151-191.
- Сурков С.С. Общая характеристика особенностей видового состава ихтиофауны Мурманской области // Рыбы Мурманской области. Условия обитания, жизнь и промысел. Мурманск: Изд-во ПИПРО, 1966. С. 147-151.
- Телеш И.В. Роль планктонных ракообразных в водных экосистемах разного типа (на примере Ладожского озера, р.Невы и Невской губы) // Материалы VII съезда гидробиол. о-ва РАН. Казань, 1996. Т.2. С. 90-92.
- Терентьев П.М. Особенности динамики популяций рыб в водоемах Кольского Севера в условиях их азротехногенного загрязнения: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Петрозаводск, 2005. 28 с.
- Чинарева И.Д. Патогистологические изменения, встречающиеся у рыб бассейна Ладожского озера // Сб. науч. трудов ГосНИОРХ. 1988. С. 24-32.
- Шаров А.Н. Фитопланктон водоемов Кольского полуострова. Петрозаводск: Карельский науч. центр РАН, 2004. 113 с.

Шарова Ю.Н. Особенности функционирования системы воспроизводства рыб Кольского Севера в условиях техногенного загрязнения: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Петрозаводск, 2000. 26 с.

Шилов И.А. Физиологическая экология животных. М.: Высш. шк., 1985. 328 с.

Шитиков В.К. Количественная гидроэкология: методы современной идентификации / В.К.Шитиков, Г.С.Розенберг, Т.Д.Зинченко. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.

Яковлев В.А. Гидробиологические исследования внутренних вод Кольского Севера (оперативно-информационный материал). Апатиты: Изд. КНЦ АН СССР, 1991. 53 с.

Яковлев В.А. Оценка многолетних изменений в развитии и структуре зоопланктона и зообентоса крупного субарктического водоема (на примере оз.Имандра) // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского Севера. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1995. С. 89.

Яковлев В.А. Оценка степени закисления поверхностных вод северо-восточной Фенноскандии по зообентосу // Водные ресурсы. 1998а. Т.25, № 2. С. 244-251.

Яковлев В.А. Реакция зоопланктона и зообентоса на изменение качества воды субарктического водоема (на примере озера Имандра) // Водные ресурсы. 1998б. Т.25, № 6. С. 715.

Яковлев В.А. Пресноводный зообентос Северной Фенноскандии (разнообразие, структура и антропогенная динамика). Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2005. Ч.1. 161 с.; Ч.2. 145 с.

ACIA: Impacts of a Warming Arctic: Arctic Climate Impacts Assessment. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. 1042 p.

AMAP. Assessment 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Oslo, 2004.

AMAP. Assessment 2002: Heavy Metals in the Arctic. Oslo, 2005.

Breitholtz M. Toxic substances and reproductive disorders in Baltic fish and Crustaceans / M.Breitholtz, C.Hill, B.Bengtsson // J. Human Environment. 2001. Vol.30, № 4. P. 210-216.

Carmichael W.W. Health Effects of Toxin Producing Cyanobacteria: «The CyanoHABS» // Human and Ecological Risk Assessment. 2001. Vol.7, № 5. P. 1393-1407.

Fausch K.D. Fish as indicators of environmental degradation / K.D.Fausch et al. // American Fisheries Society Symposium 8. 1990. P. 123-144.

Gallup D.N. The limnology of Lake Geraldine / D.N.Gallup, M.Hickman // Verh. Int. ver theor. and angew Limnol. 1975. Vol. 19, № 3. P. 1746-1757.

Gliwicz Z.M. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy // Ekol. pol. 1969. Vol. 17, № 36. P. 663-708.

Jaffe D. Export of atmospheric mercury from Asia / D.Jaffe et al. // Atmospheric Environment. 2005. Vol. 38. P. 3029-3038.

Karr J.R. Ecological perspective on water quality goals / J.R.Karr, D.R.Dudley // Environmental Management. 1981. Vol.5. P. 55-68.

Karr J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities // Fisheries. 1987. Vol. 6. P.21-27.

Kihlman A.O. Die expedition nach der Halloinsel Kola in Jahre 1887, vorlaufig geschildert / A.O.Kihlman, J.A.Palmen // Fennia. 1889. Vol.3(5). P. 1-28.

Kihlman A.O. Pflaуzenbiologische Studien aus Russich-Lapland // Acta Soc. Pro. Fauna et Flora Fenica. 1890. Vol.6(3). P. 1-264.

McBean G. Arctic climate: past and present / G.McBean et al. // Arctic Climate Impacts Assessment (ACIA) / C.Symon, L.Arris and B.Heal (eds). Cambridge: Cambridge University Press, 2005. P. 21-60.

- Nilsson N.A. Food and habitat of fish community of the offshore region of Lake Vanern // Sweden. Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm. 1979. Vol.58. P. 126-139.
- Niva S. Thermal discharges effect in marine life. Biology // J. Environ. Poll. Contr. 1973. Vol. 9, № 6. P. 275-281.
- Nylander E. Herbarium music Fennici / E.Nylander, Th.Saelan. Helsingfors, 1859. 18 p.
- Polyakov I.V. Observationallybased assessment of polar amplification of global warming / I.V.Polyakov et al. // Geophys. Res. Lett. 2002. Vol.29. P.1878. [doi:10.1029/2001GL011111].
- Saether O.A. Phyto- and zooplankton of lakes in NE Norway // Schweizerische Zeitschrift fur hydrologie. Birkhauser Verlag. Basel, 1971. P.110.
- Saether O.A. Chironomid communities as water quality indicators // Holart. Ecol. 1979. Vol.2. P. 65-74.
- State of the Environment in the Norwegian, Finnish and Russian Border Area / K.Stebel, G.N.Christensen, J.Derome and I. Grekelä (eds) // The Finnish Environment. 2007. Vol. 6. 88 p.
- Svärdson G. Speciation of Scandinavian Coregonus // Inst. Freshwat. Res. Drottningholm. Rep. 1979. № 57. P. 1-95.
- Wahlenberg C. Flora Lapponica. Berlin, 1812. 550 p.

*Сведения об авторах*

**Кашулин Николай Александрович,**

доктор биологических наук, заведующий лабораторией «Водные экосистемы» Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Денисов Дмитрий Борисович,**

кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Валькова Светлана Александровна,**

кандидат биологических наук, научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Вандыш Оксана Ивановна,**

кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Терентьев Петр Михайлович,**

кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Kashulin Nikolay Alexadrovich,**

Dr.Sc.(Bio), Head of the Water Ecosystem Laboratory of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

**Denisov Dmitry Borisovich,**

PhD(Bio), Senior Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

**Valkova Svetlana Alexandrovna,**

PhD(Bio), Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

**Vandysh Oxana Ivanovna,**

PhD(Bio), Senior Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

**Terentjev Peter Mikhailovich,**

PhD(Bio), Senior Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

УДК 502.51(285) (470.21)

**В.А.Даувальтер, Н.А.Кашулин, С.С.Сандимиров**

## **ТЕНДЕНЦИИ ИЗМЕНЕНИЙ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ПРЭСНОВОДНЫХ СУБАРКТИЧЕСКИХ И АРКТИЧЕСКИХ ВОДОЕМОВ ПОД ВЛИЯНИЕМ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ**

### **Аннотация**

Приведены результаты более чем 20-летних исследований содержания элементов (главным образом, тяжелых металлов Ni, Cu, Co, Zn, Cd, Pb, As, Hg) в донных отложениях водоемов северо-западной части Мурманской области и приграничной территории между Россией, Норвегией и Финляндией. При изучении химического состава донных отложений рассматривались четыре аспекта: 1) фоновые концентрации; 2) вертикальное распределение; 3) концентрации в поверхностных донных отложениях; 4) определение интенсивности антропогенного влияния по показателям коэффициента и степени загрязнения, создаваемого тяжелыми металлами, накопленными в донных отложениях. Пылевые выбросы в атмосферу плавильных цехов комбината «Печенганикель» являются главным источником повышенных концентраций Ni, Cu и Co (в 10-180 раз больше фоновых значений) в поверхностных слоях донных отложений на расстоянии до 30-40 км. В целом по результатам исследований 2010 г. отмечено увеличение концентраций практически всех загрязняющих тяжелых металлов в поверхностных слоях донных отложений озер по сравнению с исследованиями 2002-2004 и 1989-1993 гг., что говорит об усилении антропогенной нагрузки на водосборы озер.

### **Ключевые слова:**

*донные отложения, озера, тяжелые металлы, загрязнение.*

**V.A.Dauvalter, N.A.Kashulin, S.S.Sandimirov**

## **THE TENDENCIES OF CHANGES OF CHEMICAL COMPOSITION OF FRESH WATER SUBARCTIC AND ARCTIC RESERVOIRS SEDIMENTS UNDER THE INFLUENCE OF NATURAL AND ANTHROPOGENIC FACTORS**

### **Abstract**

The results of more than 20-years researches of the contents of elements (mainly heavy metals Ni, Cu, Co, Zn, Cd, Pb, As, Hg) in sediments of reservoirs of the Northwest part of the Murmansk Region and frontier territory between Russia, Norway and Finland are presented. Four aspects were considered at studying of sediments chemical compositions: 1) background concentrations; 2) vertical distribution; 3) concentration in surficial sediment layer; 4) definition of intensity of anthropogenic influence according to factors and degree of contamination created by heavy metals, accumulated in sediments. Dust emissions into the atmosphere by the "Pechenganickel" Company smelters are the main source of increased Ni, Cu and Co concentrations (10-180 times more than background values) in surficial layers of sediments at distance up to 30-40 km. The results of the researches of 2010 record the concentration growth of practically all heavy metals in the surficial layers of lakes, sediments as against the results of the researches of 2002-2004 and 1989-1993. This shows the more intense anthropogenic influence on the lake catchment areas.

### **Key words:**

*sediments, lakes, heavy metals, pollution.*

### **Введение**

Проблема изменения природных геохимических циклов элементов под влиянием антропогенного воздействия является одной из важнейших в современных вопросах экологии и охраны окружающей среды. Преобразования химического состава поверхностных слоев земной коры в последние столетия происходят в масштабах, сравнимых с геологическими процессами (Вернадский, 1954). Уже в 1934 г. А.Е.Ферсман отмечал стремительный рост использования элементов (примерно в 100 раз за 15-30 лет до обозначенного года), который в последующие годы только нарастал (Ферсман, 1953). Отвалы горных пород и хвостохранилищ, шахтные и карьерные воды, стоки, отходы и атмосферные выбросы предприятий энергетики,

горноперерабатывающих и металлургических отраслей являются источниками поступления в окружающую среду ряда элементов, токсичных в повышенных концентрациях для живых организмов. Ежегодно миллионы тонн горных пород извлекаются на поверхность, дезинтегрируются, подвергаются воздействию активных растворов, высоких температур. При этом используется лишь малая доля «полезных» компонентов, а большая – поступает в среду, как правило, в химически более активном виде, увеличивая скорости и объемы миграции элементов.

Как известно, водоемы служат коллекторами всех видов загрязнения, большая часть которых аккумулируется в донных отложениях (ДО), которые накапливают сведения о потоках элементов в биосфере в историческом срезе (Förstner, Wittmann, 1981; Melnikov, 1991). Они являются важным источником информации о прошлых климатических, геохимических, экологических условиях, существующих на водосборе и в самом водоеме, позволяют оценить современное экологическое состояние воздушной и водной сред. Значительный вклад в раскрытие закономерностей формирования химического состава и изучение форм миграции элементов в воде и ДО внесли работы У.Ферстнера и Г.Уиттманна (Förstner, Wittmann, 1979, 1981), П.Н.Линника и Б.И.Набиванца (1986), П.Н.Линника с соавторами (1997), Дж.Мура и С.Рамамурти (1987), А.И.Денисовой и др. (1987), А.М.Никанорова и А.В.Жулидова (1991), В.Ф.Бреховских (1988, 1998а, б), Е.В.Веницианова и Р.Н.Рубинштейна (1983), Е.В.Веницианова (1998), А.В.Евсеева и Т.М.Красовской (1996). Экологическая опасность элементов в водных экосистемах, их токсичные свойства для организмов во многом определяются формами нахождения, способностью к комплексообразованию и биодоступностью в конкретных условиях природных водоемов.

Процессы седиментогенеза исследованы Н.М.Страховым с соавторами (1954), А.П.Лисицыным (1978), Ю.А.Богдановым (1980), Ю.П.Хрустальевым (1986), но эти исследования проводились главным образом в океанах и морях. Работы в этом направлении проводились также и в крупнейших озерах России: Байкале (Лимнологический институт СО РАН), Ладожском и Онежском (Семенович, 1966, 1973). Значительный вклад в исследования поверхностных вод и ДО российской части Европейской Субарктики внесен сотрудниками Института географии РАН (Федорова, 1964), МГУ (Евсеев, Красовская, 1996), Института озероведения РАН (Сергеева, 1968, 1974; Большие озера ..., 1976; Озера различных ландшафтов Кольского полуострова, 1974), Института биологии Коми НЦ РАН (Зверева, 1969; Власова, 1988), ИППЭС КНЦ РАН (Моисеенко и др., 1996, 1997, 1998, 2002; Даувальтер, 1995, 1997, 1998, 2000, 2002; Лукин и др., 2000; Кашулин и др., 2005, 2007, 2008, 2009, 2010; Kashulin et al., 2008 и др.).

Донные отложения послойно депонируют многие загрязняющие вещества (микроэлементы, биогенные элементы, органические загрязнители и др.), поэтому могут рассматриваться и в качестве информативного показателя качества вод, и источника вторичного загрязнения по следующим причинам: 1) ненарушенные ДО содержат «исторические записи» прошлых химических условий и позволяют установить фоновые уровни, с которыми могут сравниваться и сопоставляться существующие условия; 2) под влиянием изменения физико-химических условий (например, pH, Eh, растворенный кислород, бактериальная активность) связанные с ДО соединения могут растворяться и поступать в водную толщу, далее в пищевую цепь и иметь вторичные эффекты для водных обитателей; 3) некоторые относительно инертные или безвредные для окружающей среды неорганические вещества могут разрушаться или реагировать с другими, образуя растворимые и потенциально токсичные формы (например, переход элементарной ртути в метилртуть). Низкая биодоступность металлов, ассоциированных с неорганическими частицами, определяет высокие

концентрации этих веществ в ДО. И если физическая или биологическая мобилизация не произошла сразу после их отложения (снижение рН среды, поглощение бентосными организмами и/или бентофагами, восстановление микроорганизмами и т.д.), эти частицы будут покрыты новыми, и такое захоронение может надолго вывести вещества-загрязнители из циркулирования их в экосистеме.

Определение содержания загрязняющих веществ в ДО имеет то преимущество, что этот показатель является интегрирующим во времени и, в какой-то степени, в пространстве. Анализируя тот или иной слой отложений, можно определить суммарную нагрузку за период формирования этого слоя. Зная скорость осадконакопления, можно реконструировать хронологию загрязнения водоема.

Регионы Европейской Арктики и Субарктики имеют специфические особенности формирования химического состава ДО поверхностных вод. Поведение техногенно-внесенных веществ в высоких широтах отличается в силу климатических и ландшафтно-географических особенностей, а их токсичные свойства проявляются более активно в низкоминерализованных и низкотемпературных водах вследствие низкой скорости массо-энергообмена, специфических физико-химических условий и более низкой биомассы водных экосистем Субарктики по сравнению с таковыми умеренных широт (Моисеенко, 1997).

Почти вековая эксплуатация богатых и уникальных месторождений полезных ископаемых (медно-никелевых, железных, апатитнефелиновых, редкоземельных руд, угольных и нефтегазовых месторождений и т.д.) на территории Европейской Арктики и Субарктики привела к созданию здесь сложной экологической обстановки.

Целью данной работы является выявление тенденций изменения химического состава ДО пресноводных субарктических и арктических водоемов в современных условиях под влиянием природных и антропогенных факторов.

## **Материалы и методы**

Исследования химического состава ДО водоемов северо-западной части Мурманской области и приграничной территории между Россией, Норвегией и Финляндией сотрудниками ИППЭС КНЦ РАН проводятся в течение 20 лет, начиная со времени организации Института (1989). Наибольшее количество результатов было получено во время проведения совместных российско-норвежских и российско-финляндских исследований по изучению состояния окружающей среды приграничной территории. Эти исследования можно разделить на три периода с разницей примерно в 10 лет:

1) в 1989-1993 гг. проводились междисциплинарные исследования в рамках совместного проекта, в котором участвовали ИППЭС и NIVA (Норвежский институт водных исследований) (Rognerud, 1990; Traaen et al., 1991; Dauvalter, 1992, 1994, 1997, 2003; Norton et al., 1992, 1996; Moiseenko et al., 1993, 1995; Даувальтер, 1995, 1997, 1998, 2002; Лукин и др., 1998; Моисеенко и др., 1998; Rognerud et al., 1999; Dauvalter, Rognerud, 2001; Kashulin et al., 2001; Lukin et al., 2003);

2) в 2002-2004 гг. содержание и поведение металлов в ДО водоемов исследовалось в рамках проекта Интеррег IIIА Коларктик «Развитие и реализация мониторинга окружающей среды и программа оценки в приграничном районе между Финляндией, Норвегией и Россией» (State of the environment ..., 2007; Dauvalter, Sandimirov, 2007; Dauvalter et al., 2011);

3) в 2010 г. исследования химического состава воды и ДО проводились в рамках совместного проекта «Закисление и тяжелые металлы в озерах приграничной территории между Россией и Норвегией: состояние и тренды», в котором участвовали ИППЭС и NIVA (рис.1).

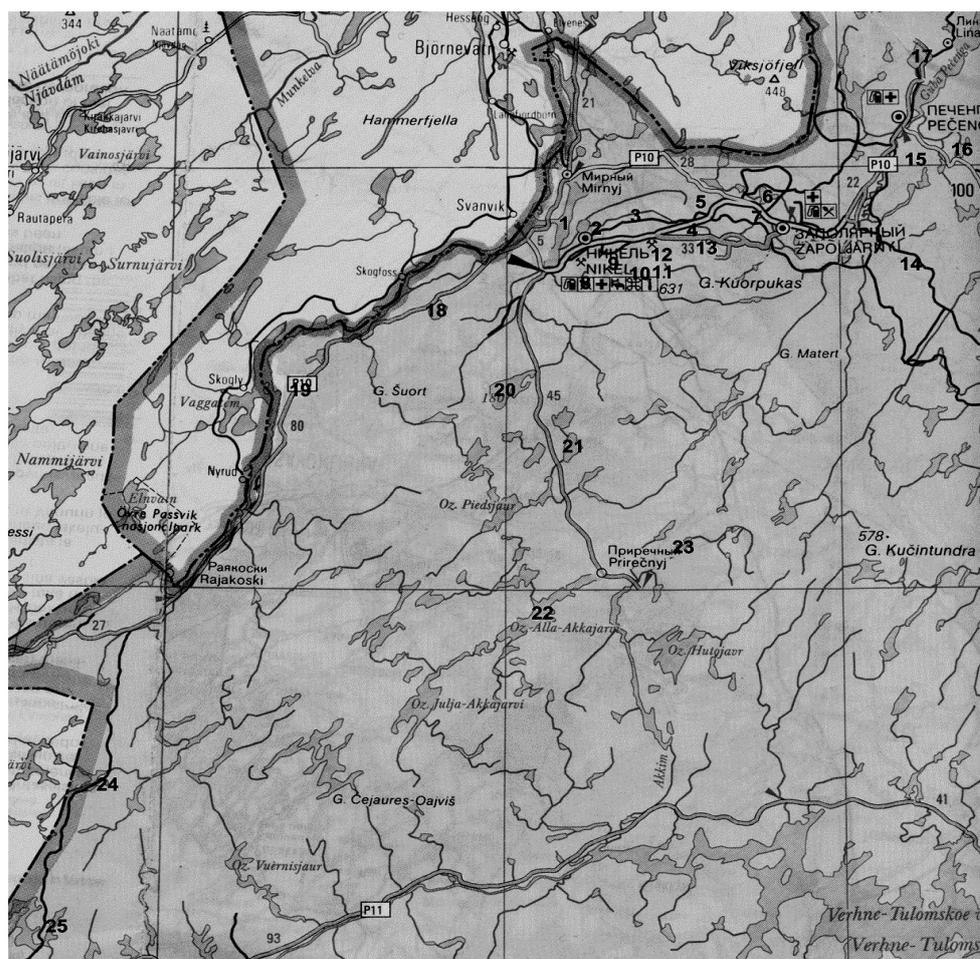


Рис.1. Расположение исследуемых российских озер (2010 г.):

- 1 – Куэтсъярви; 2 – Великямпяньярви; 3 – LN-2; 4 – LN-3; 5 – Степановинъярви;  
 6 – Палоярви; 7 – Хаукилампи; 8 – Песчаное; 9 – Хоисуярви; 10 – Куортукасъярви;  
 11 – Иля-Соукеръярви; 12 – Ала-Соукеръярви; 13 – Сариярви;  
 14 – Пикун-Хейиниярви; 15 – Кирикованъярви; 16 – Сантаярви; 17 – Трифонаярви;  
 18 – Пороярви; 19 – Нилиярви; 20 – Шуонияур; 21 – Кеудшеръяур;  
 22 – Алла-Аккаярви; 23 – Маунъявр; 24 – Виртуовоцъяур; 25 – Кочеляур

Приграничная территория между Россией, Норвегией и Финляндией испытывает серьезное антропогенное влияние, в том числе со стороны комбината «Печенганикель». Озеро Куэтсъярви и нижнее течение р.Пасвик принимают сточные воды металлургических и сопутствующих производств, расположенных в п.Никель. Вся система р.Пасвик, а также озёра и реки данного района, в нее не входящие, подвергаются загрязнению посредством атмосферных выпадений. К основным загрязняющим веществам относятся соединения серы и тяжелых металлов (ТМ) – Ni, Cu, Cd, Cr, Zn, As, Hg и др., полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) и стойкие органические загрязнители (СОЗ). Выбросы диоксида серы с комбината приводят к закислению поверхностных вод и их загрязнению вследствие интенсификации процессов выщелачивания элементов из горных пород.

Разработка Печенгских медно-никелевых месторождений началась в 1932 г. совместной канадско-финской компанией (после Октябрьской революции территория нынешнего Печенгского района отошла к Финляндии, а после советско-финской войны 1939-1940 гг. вошла в состав СССР). Комбинат «Печенганикель» функционирует с 1946 г., когда в пос. Никель возобновилась переработка местных сульфидно-никелевых руд. В 1959 г. развернулась добыча руд Ждановского месторождения и их переработка на заводе в г. Заполярный. В состав выбросов комбината входят сернистый газ, Ni, Cu и другие ТМ, пыль, а также окислы азота и окись углерода от котельных.

Колонки ДО на исследуемых водоемах взяты в наиболее глубоких местах отборником колонок ДО открытого гравитационного типа (внутренний диаметр 44 мм) с автоматически закрывающейся диафрагмой. Отборник изготовлен из плексигласа по образцу, разработанному Скогхеймом (Skogheim, 1979), он позволяет транспортировать колонки ненарушенными для дальнейшего использования. Длина колонок ДО составляла от 25 до 45 см, в зависимости от условий их формирования. Колонки ДО были разделены на слои по 1 см (в отдельных случаях – 0.5 см), помещены в полиэтиленовые контейнеры и отправлены в лабораторию для анализа, где они хранились при температуре 4 °С до анализа.

Первичная обработка проб ДО (высушивание, определение влажности, прокаливание и определение потерь при прокаливании) и определение содержания элементов (Ni, Cu, Co, Zn, Cd, Pb, Hg, Mn, Fe, Ca, Mg, Na, K, Al, Cr, P, Sr) проводились в лабораториях Института проблем промышленной экологии Севера (ИППЭС) Кольского научного центра РАН, Апатиты, Россия и Норвежского института водных исследований (NIVA), Осло, Норвегия.

Образцы (примерно 5 г) были высушены в сушильном шкафу при температуре 105 °С в течение 6 ч, и определялась влажность образца (Håkanson, 1984). Затем образцы прокаливались в муфельной печи при температуре 450-500 °С в течение 4 ч для определения потерь при прокаливании (далее в тексте – ППП) как косвенного показателя содержания органического вещества. Образцы затем растирались в яшмовой ступе и сохранялись при температуре 4 °С до химического анализа.

Для определения валовых концентраций металлов навеска 0.3 г образца обрабатывалась 3 мл концентрированной азотной кислоты (HNO<sub>3</sub>) класса ОСЧ в автоклаве с тефлоновым вкладышем при температуре 140 °С в течение 5 ч. Содержимое автоклава потом охлаждалось до комнатной температуры, и аликвота 2.5 мл перемещалась в пластиковую бутылочку 60 мл и разбавлялась деионизированной водой до объема 25 мл.

Растворы, полученные в результате пробоподготовки ДО, анализировали с помощью атомно-абсорбционной спектrophотометрии на приборах AAS-30 в пламени ацетилен – воздух (Cr, Co, Fe, Mn), в пламени ацетилен – закись азота (Sr, Al); Perkin-Elmer-360 в пламени ацетилен – воздух (Ni, Cu, Zn), в пламени пропан – бутан – закись азота (Ca, Mg), в пламени пропан – воздух (Na, K). С помощью прибора AAN-800 (электротермическая атомизация) определяли концентрации Cd, Pb, As. Концентрации Hg определяли с использованием атомной абсорбции холодного пара с помощью прибора Perkin-Elmer FIMS 100. Контроль качества осуществлялся путем анализа стандартных образцов PACS-2 (Канада) и L6M (Финляндия). Отклонение от стандартизованных значений не превышало значений допустимой ошибки для анализируемых элементов (20-25%). Все концентрации металлов выражены в микрограммах на грамм (мкг/г) сухого веса.

Уровень техногенной нагрузки на экосистемы озер определяли по расчетному коэффициенту загрязнения ( $C_f$ ) каждого приоритетного загрязняющего ТМ (Ni, Cu, Co, Zn, Pb, Cd, Hg, As), рассчитываемому путем деления концентраций ТМ в поверхностном (современном) слое (0-1 см) на его фоновое содержание в самом глубоком слое, сформированном в «доиндустриальный» период (Håkanson, 1980). Степень загрязнения ДО ( $C_d$ ) определяли суммированием значений  $C_f$  всех восьми ТМ для данного озера.

### **Фоновые концентрации элементов в донных отложениях**

Изучение фоновых концентраций ТМ в ДО является одним из центральных вопросов при исследовании загрязнения озер. Образцы ДО, отобранные из самых глубоких слоев колоннок (обычно более 20 см), позволяют получить фоновые концентрации ТМ при исследовании загрязнения озер. Эти слои, согласно ранее проведенным исследованиям (Norton et al., 1992, 1996; Rognerud et al., 1993), образовались более двух столетий назад, т.е. до индустриального развития Северной Финноскандии. Фоновые концентрации ТМ отражают геохимические особенности территории водосбора, позволяют получить количественные значения степени загрязнения водных объектов и определить аномалии с целью поисков месторождений полезных ископаемых (Tenhola, Lummaa, 1979).

Фоновые концентрации ТМ в ДО исследуемых озер довольно непостоянны, что отражает значительные вариации в геохимии водосборной территории (коренных и четвертичных пород, покрывающих их почв), скорости эрозионных процессов, модуля стока (водного, ионного и твердых веществ), т.е. всех условий формирования химического состава ДО озер.

Максимальные фоновые концентрации большей части ТМ (Ni, Zn, Co, Cd, Hg, As) отмечены в южной части оз. Куэтсъярви, что обусловлено геохимическими и морфометрическими особенностями водосборной территории и самого озера, на водосборе которого находятся медно-никелевые сульфидные залежи, представленные такими минералами, как пентландит  $(Fe,Ni)_9S_8$ , халькопирит  $CuFeS_2$ , кобальтин  $(Co,Ni)AsS$ , никелин  $NiAs$  и др. (Gregurek et al., 1999). Установлено, что фоновые концентрации вышеперечисленных элементов в ДО оз. Куэтсъярви в 2-10 раз выше, чем в других исследуемых озерах. Вместе с тем, было отмечено, что фоновые концентрации ТМ (за исключением Hg) минимальные (или одни из наименьших) в ДО северо-восточной и самой глубокой акватории оз. Куэтсъярви – залива Питкялоукко, что связано с геохимическими особенностями водосбора озера. В этот залив впадает р. Кувернеринйоки, на водосборе которой не выявлено залежей медно-никелевых руд.

В озерах, расположенных в непосредственной близости к г. Заполярный и пос. Приречный, также зафиксировано значительное увеличение фоновых концентраций Cu, Ni, и Zn, что связано с разнообразием геологического строения коренных и четвертичных пород, слагающих водосборы озер.

В основном средние фоновые концентрации изучаемых металлов в водоемах северо-запада Мурманской области (табл.1) подобны средним фоновым концентрациям для озер Мурманской области, рассчитанным ранее (Даувальтер, 2000). Исключение составляют халькофильные элементы Cd и Pb, фоновые содержания которых, по результатам исследований последних лет, в 2-4 раза меньше по сравнению с установленными ранее (Даувальтер, 2000).

Таблица 1

Фоновые средние (X), минимальные (min) максимальные (max) концентрации элементов (мкг/г сух. веса) и стандартные отклонения ( $s_n$ ) в ДО исследованных озер северо-запада Мурманской области, определенные по результатам исследований в различные годы

Элемент	1989-1993 гг.				2002-2004 гг.				2010 г.			
	X	min	max	$s_n$	X	min	max	$s_n$	X	min	max	$s_n$
Ni	33	10	83	20	32	12	72	19	36	8	85	20
Cu	36	6	81	23	33	9	68	18	36	8	66	15
Co	14	5	42	11	16	4	40	11	18	5	36	10
Zn	91	33	185	49	101	47	173	35	100	48	181	37
Cd	0.80	0.25	2.51	0.78	0.17	0.06	0.40	0.09	0.17	0.06	0.50	0.09
Pb	3.8	0.5	15.0	4.1	3.2	0.7	9.2	2.3	3.8	0.8	9.4	2.3
As	-	-	-	-	4.6	0.7	13.7	4.2	5.0	0.8	22.1	5.8
Hg	0.040	0.016	0.110	0.032	0.037	0.003	0.111	0.025	0.050	0.008	0.146	0.033

Фоновые концентрации ТМ в ДО водоемов северо-запада Мурманской области по результатам исследований в различные годы подобны, хотя отмечаются некоторые расхождения, но они, как правило, не более 10%, что совпадает со значением аналитической ошибки, а также могут быть объяснены пространственной вариабельностью состава фоновых слоев ДО. Исключением является Cd, концентрации которого в исследованиях 1989-1993 гг. более чем в 4 раза больше, чем в последующих (табл.1). Несовпадения в рассчитанных величинах средних фоновых концентраций ТМ могут быть связаны с тем, что перечень озер, из которых производился отбор ДО в различные годы, полностью не совпадал, хотя большая часть озер исследовалась в течение 20 лет, особенно озера вблизи источников загрязнения.

Концентрации Hg в фоновых ДО исследуемых озер находятся в диапазоне от 0.008 до 0.146 мкг/г, а средние значения изменяются от 37 до 50 нг/г. Для сравнения в табл.2 приведены фоновые содержания Hg в ДО озер Фенноскандии и Северной Америки. Сравнивая результаты, можно сделать вывод, что фоновые значения Hg по результатам исследований других авторов находятся в хорошем соответствии с нашими данными (табл.2). Особенно хорошее совпадение наблюдается с исследованиями бореальных озер Финляндии и Швеции.

Таблица 2

Фоновые значения Hg (мкг/г сух. в.) в ДО озер Фенноскандии и Северной Америки

Страна	Озеро/Территория	Hg	Источник
Норвегия	оз.Тирифьорден	0.050	Abry et al., 1982
Норвегия	оз.Мьесса	0.070-0.090	Rognerud, 1985
Швеция	Бореальные озера	0.030-0.095	Håkanson, Jansson, 1983
Швеция	Бореальные озера	0.050-0.120	Johansson, 1988
Финляндия	Бореальные озера	0.020-0.050	Rekolainen et al., 1986
США	Висконсин	0.040-0.070	Rada et al., 1989
США	Сев.Миннесота	0.030-0.060	Megar, 1986
Канада	Онтарио	0.100	Douglas, 1986
США/Канада	Великие американские озера	0.030-0.080	Mudroch et al., 1988

Содержание элементов в ДО зависит от морфометрических характеристик озер (Страхов и др., 1954) и ряда геологических, геохимических, физических, химических и биологических факторов. Для определения действующей силы, имеющей наибольшее влияние на формирование химического состава фоновых ДО озер, проведен факторный анализ (табл.3), который четко выявил первый фактор, имеющий больший вес (43%) и объединяющий элементы, содержащиеся в повышенных количествах в коренных и четвертичных породах северо-западного района Мурманской области – Ni, Cu, Co, Zn. Во втором и третьем факторе наибольшие коэффициенты имеют Hg и Cd соответственно, что может быть связано с наличием геохимических аномалий этих элементов на других территориях. Таким образом, установлено, что фоновые концентрации ТМ в различных озерах довольно непостоянны по всей исследуемой территории, что отражает значительные вариации в геохимии коренных и четвертичных пород и покрывающих их почв и всех условий формирования химического состава ДО озер.

Таблица 3

Факторная модель химического состава фоновых ДО озер северо-запада Мурманской области

Элемент	Фактор 1	Фактор 2	Фактор 3
Ni	0.746	0.220	0.091
Cu	0.820	0.175	0.202
Co	0.766	-0.404	-0.184
Zn	0.717	-0.456	-0.010
Cd	0.413	-0.106	-0.873
Pb	0.635	-0.455	0.465
As	0.654	0.615	-0.034
Hg	0.352	0.737	0.008
Вес фактора, %	43.2	19.9	13.3

Было также установлено, что средние фоновые содержания элементов в ДО исследуемых озер подобны средним содержаниям химических элементов в земной коре (кларкам) и в горных породах и почвах по оценкам разных исследователей (табл.4 и 5). Наибольшее совпадение отмечено с кларками в горных породах и почвах по расчетам А.П.Виноградова (1962).

Таблица 4

Среднее содержание химических элементов в земной коре (в мкг/г) по оценкам разных исследователей (Алексеевко, 2000)

Исследователи	Ni	Cu	Co	Zn	Cd	Pb	As	Hg
Ф.Кларк и Г.Вашингтон	180	100	100	40	0.10	20	1.0	0.100
А.П.Виноградов	58	47	18	83	0.13	16	1.7	0.083
С.Р.Тейлор	75	55	25	70	0.20	12.5	1.8	0.080
А.А.Беус	95	65	34	87	0.19	9	1.9	0.046

Таблица 5

Среднее содержание химических элементов (в мкг/г)  
в горных породах и почвах (Алексеевко, 2000)

Тип горной породы и почвы	Ni	Cu	Co	Zn	Cd	Pb	As	Hg
Ультраосновные породы	20	10	150	50	0.10	1	1.0	0.010
Основные породы	130	87	48	105	0.22	6	2.0	0.090
Средние породы	4	5	1	130	0.13	12	1.4	0.010
Кислые почвы, богатые Са	15	30	7	60	0.13	15	1.9	0.080
Кислые почвы, бедные Са	4.5	10	1	39	0.13	19	1.5	0.080
Сланцы	68	45	19	95	0.30	20	13.0	0.400
Сланцы+глины	95	57	20	80	0.30	20	6.6	0.400
Песчаник	2	1	0.3	15	0.10	7	1.0	0.030
Карбонаты	20	4	0.1	20	0.035	9	1.0	0.040
Почвы (по А.П.Виноградову)	40	20	8	50	0.50	10	5.0	0.010

### Изменение концентраций элементов в донных отложениях во временном интервале

Исследование химического состава толщи ДО позволяет восстановить историю условий их формирования для отдельных озер, базируясь на определении фоновых значений содержания различных элементов в ДО и изменений их поступления в течение длительного периода времени. Особую научную значимость они приобретают, когда известна скорость осадконакопления, что позволяет реконструировать хронологию процессов трансформации экосистемы.

Для оценки истории регионального загрязнения водосборных бассейнов северо-запада Мурманской области в рамках международных проектов использовались палеолимнологическая методика (Norton et al., 1992, 1996; Rognerud et al., 1993) и радиометрическое (определение возраста по хронологии  $^{210}\text{Pb}$ , с использованием модели датирования CRS и CIC) датирование образцов колонок ДО 8 озер приграничной территории между Россией, Норвегией и Финляндией (рис.2) (Appleby, Oldfield, 1978). По результатам датирования ДО были определены скорости осадконакопления, поток осажденного материала и аккумуляция отдельных элементов в ДО.

Хронология по  $^{210}\text{Pb}$  с уверенностью может быть использована только до 150 лет, так как период полураспада этого изотопа 22.3 года. Возраст ДО экстраполирован далее по времени, основываясь на скорости аккумуляции в период 1850-1900 гг., и таким образом был определен качественно.

Средние скорости осадконакопления за последние полтора столетия в озерах довольно постоянны и находятся в пределах 0.3-0.6 мм/год, за исключением двух финляндских озер Нитсиярви и Пахтаярви, где эти значения в среднем составляют 1.0 и 1.25 мм/год соответственно.

В оз.Пахтаярви большая скорость осадконакопления связана с малыми размерами озера – площадь 0.05 км<sup>2</sup>. Согласно исследованиям Н.М.Страхова (Страхов и др., 1954), интенсивность поступления материала в озеро зависит от отношения площади озера и его водосбора, и так была выявлена закономерность, что с уменьшением размера водоема это отношение растет и увеличивается количество материала, поступающего на единицу площади озера, а следовательно, и должна увеличиваться скорость осадконакопления, что и было подтверждено нашими исследованиями (рис.3). Повышенная скорость осадконакопления в оз.Нитсиярви связана с тем, что оно находится близко к оз.Инари и принимает значительную часть материала, поступающего с большей части водосбора крупнейшего озера Северной Фенноскандии. На рис.3 не учтены данные по оз.Нитсиярви, потому что они не характеризуют водосбор самого озера.

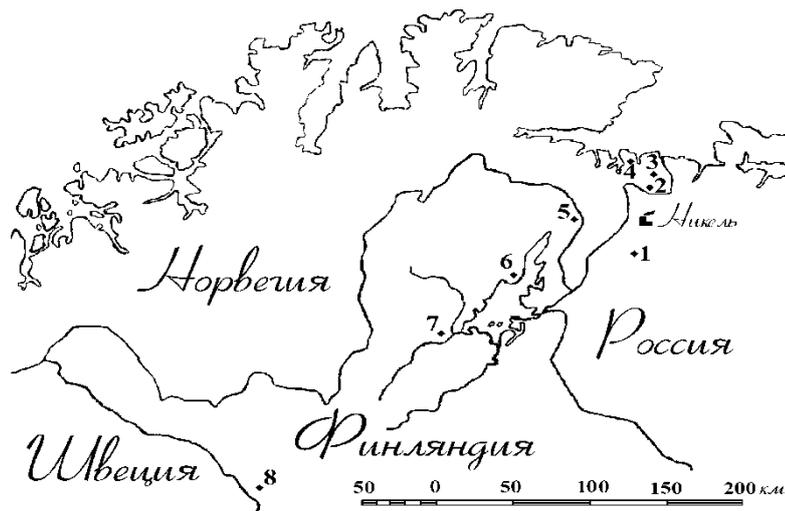


Рис.2. Схема расположения озер, в которых отбирались колонки ДО для оценки истории загрязнения приграничной территории между Россией, Норвегией и Финляндией:  
 1 – Шуониярви; 2 – Хундватн; 3 – Дурватн; 4 – Дальватн; 5 – № 222; 6 – Нитсиярви; 7 – Сиеррамъярви; 8 – Пахтаярви

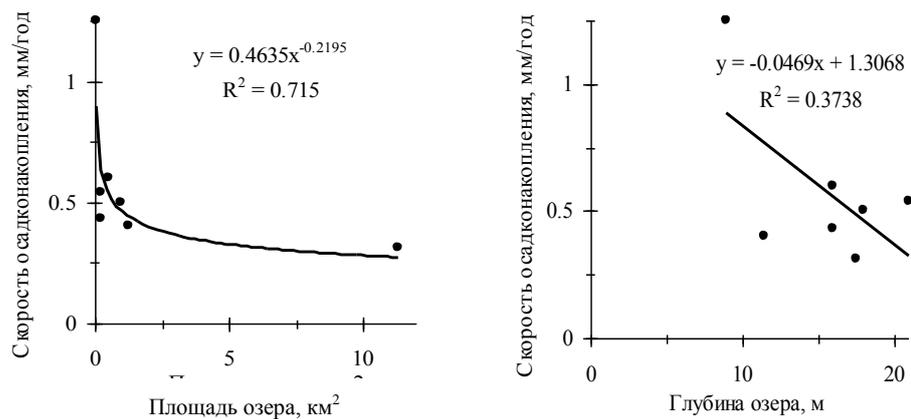


Рис.3. Зависимость скорости осадконакопления от площади и глубины озера

Отмечена также обратно пропорциональная зависимость: с уменьшением глубины озера скорость осадконакопления возрастает (рис.3). Это связано опять же с морфометрическими особенностями озер: как правило, малые озера имеют меньшую глубину, а следовательно, увеличивается и отношение площадей озера и водосбора.

Повышенные содержания и скорости аккумуляции Ni, Cu и Co в ДО, датированных последним столетием, наблюдались в российских и норвежских озерах (Norton et al., 1992, 1996; Rognerud et al., 1993). Более высокие концентрации Pb в ДО в основном не связаны с выбросами плавил «Печенганикель». Увеличение содержания Pb датируется временем, слишком ранним, чтобы быть связанным с любой индустриальной деятельностью в этом регионе.

Имеются данные об атмосферном загрязнении Pb озер южной части Швеции в результате его интенсивного производства и использования в Европе со времен цивилизаций древних Греции и Рима (Renberg et al., 1994). Отмечено, что атмосферные выпадения Pb увеличились по сравнению с фоновыми значениями более чем 2600 лет назад (на глубине ДО от 1.5 до 4 м). Существует незначительное, но заметное увеличение осаждения Pb около 2000 лет назад, более значимое увеличение началось примерно 1000 лет назад, ускоренная аккумуляция началась в XIX и особенно в XX вв. Максимальная аккумуляция приходится на 1970-е годы. До индустриализации XIX в. концентрации Pb в ДО озер южной части Швеции уже увеличились в результате атмосферных выпадений в 10-30 раз по сравнению с фоновым уровнем. Фоновые концентрации Pb (на глубине ДО более 1 м) в 19 шведских озерах находились в пределах от 2 до 15 мкг/г (сух. веса), но обычно были менее 10 мкг/г (Renberg et al., 1994). Эти значения совпадают с нашими исследованиями фоновых значений.

В Северной Америке скорость аккумуляции Pb в ДО озер увеличивается последовательно с 1850-1875 гг. до 1975 г. и затем уменьшается до настоящего времени (Norton et al., 1990). В Европе увеличение подобно вышеописанному, но резкий рост начинается на 50-75 лет раньше. Свинец антропогенного происхождения имеет много источников, включая металлургию, стекольные заводы и использование тетраэтилсвинца как бензиновой добавки. Прекращение использования последнего вызвало снижение объема выпадений Pb в Северной Америке. Увеличение концентраций Pb может быть связано с его трансграничным переносом из источников в Северной Америки и южных регионов Европы. Абсолютные значения скоростей аккумуляции Pb меньше в северных регионах, чем на юге Норвегии (Norton, Hess, 1980) или Северной Америки (Norton et al., 1990). Незначительное увеличение концентраций Pb в ДО в восточной части области Финнмарк (Норвегия) обнаруживается вследствие относительно низкой скорости аккумуляции ДО в обоих озерах и в связи с очень низкими фоновыми концентрациями Pb.

Другие ТМ, включая Ni, Cu, Co, поступают в атмосферу с выбросами комбината «Печенганикель». Это ясно из исследований водных и наземных экосистем региона (Rognerud, 1990; Traaen et al., 1990; Dauvalter, 1992, 1994, 1998; 2003; Rognerud, Fjeld, 1993; Rognerud et al., 1993, 1998; Äjräs et al., 1995, 1997; Moiseenko et al., 1995; Cariat et al., 1996a, b; Gregurek et al., 1999; Reimann et al., 1999; Dauvalter, Rognerud, 2001; Lukin et al., 2003). Рост концентраций и скоростей аккумуляции датируется за десятилетие до начала индустриальной деятельности комбината «Печенганикель» (рис.4). Увеличение обычно обнаруживалось в ДО, датированных 1920-ми и 1930-ми годами. Этому явлению существует три объяснения. Во-первых, региональное загрязнение Co, Cu и Ni, возможно, существовало как результат деятельности металлургических предприятий в промышленных районах России. До 1940 г. Печенгский район был территорией Финляндии, где уже начала осваиваться рудничная база. Во-вторых, ТМ из водной толщи озер могут осаждаться и перераспределяться в ДО, которые датируются временем до начала антропогенных нагрузок. Такие диагенетические процессы уже описывались для Zn (Carignan, Tessier, 1985) и других ТМ. И в-третьих, в ДО, датированных 1920-1930 гг., возрастает содержание органического вещества (в оз.Дальватн значения ППП увеличиваются с 29 до 38%, в оз.Дурватн – с 27 до 30%), что является существенной причиной увеличения адсорбции ТМ осадками. Наши данные не дают нам возможности оценить вклад каждого из этих факторов, и, вероятно, все факторы имеют место.

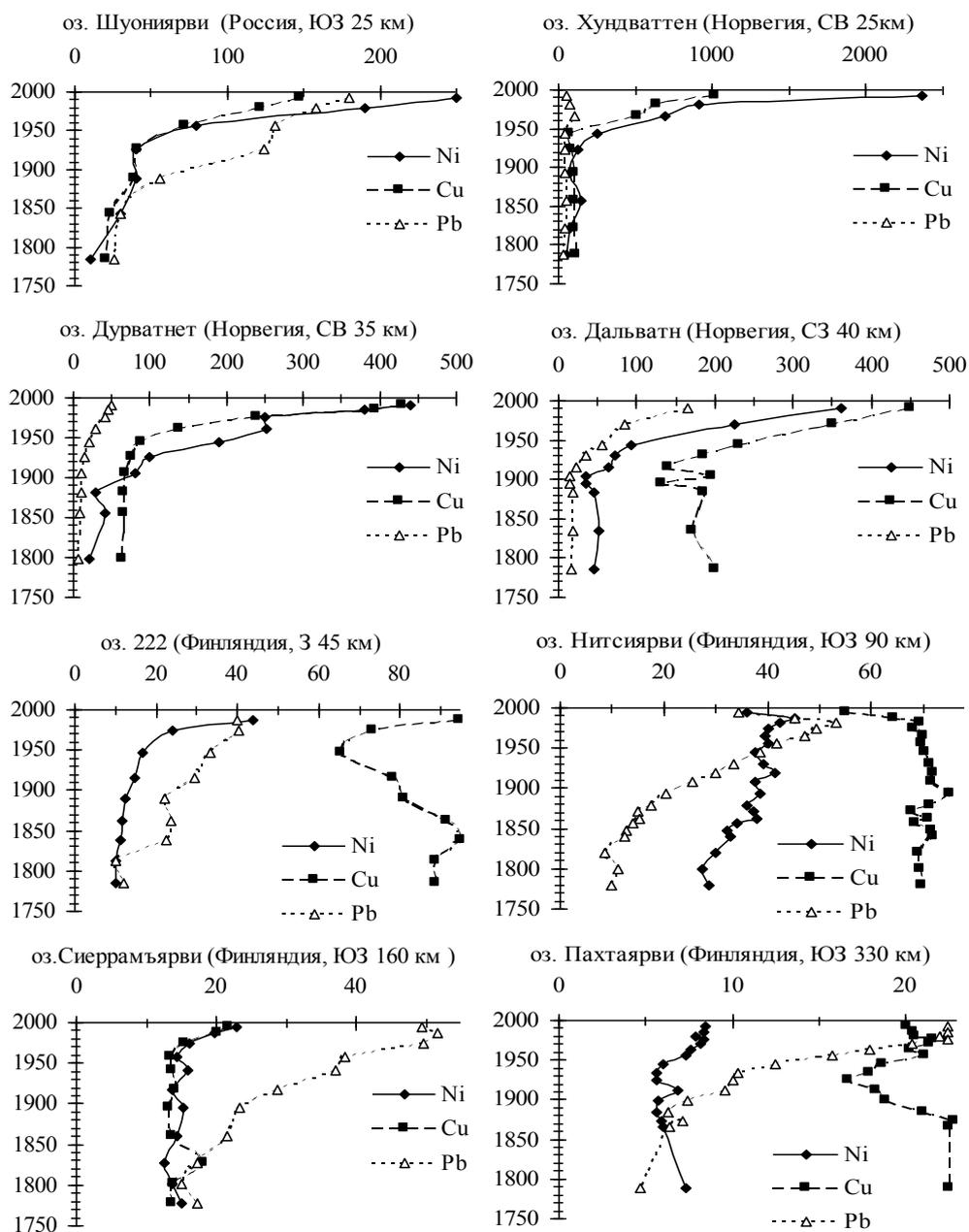


Рис.4. Концентрации (мкг/г) Ni, Cu, Pb в датированных ДО озер на различном удалении от комбината «Печенганикель»

Синхронность повышения к поверхности концентраций ТМ в ДО изолированных озер, имеющих сходную геохимическую природу, вероятно, указывает на то, что атмосферные выпадения, а не специфические процессы водосбора являются причиной повышенной аккумуляции ТМ.

В исследуемых озерах отмечено увеличение концентраций Ni и Cu, датируемое 1930-1940-ми годами (рис.4), связанное с началом горно-металлургической деятельности на территории Северной Норвегии и Печенгского района. Явно эта тенденция выражена в российских и норвежских озерах, а также финляндских, расположенных ближе к российской границе (оз. № 222 и Нитсиярви). С увеличением расстояния от комбината «Печенганикель» уменьшаются концентрации Ni и Cu в поверхностных слоях ДО и снижается разброс содержаний в целом по колонке. Значительное увеличение концентраций Pb датируется концом XIX – началом XX в. С увеличением расстояния от комбината «Печенганикель» Pb становится одним из основных загрязнителей. Особенно это характерно для финляндских озер.

Маркерами загрязнения водосборных бассейнов служат также As и Cd (рис.5). Начало загрязнения As и Cd датируется серединой XIX в. Это загрязнение связано с развитием промышленности в Европе и России и с воздушным трансграничным переносом загрязняющих веществ в высокие широты. Освоение северных территорий и дальнейшее развитие промышленности в Европе выразилось в следующем увеличении концентраций As и Cd в начале текущего столетия. Резкое повышение концентраций As и Cd в середине XX в. связано с развитием промышленности в послевоенные годы. Концентрации As в поверхностных слоях ДО озер Нитсиярви и Сиерамъярви увеличились на порядок по сравнению с фоновыми слоями (рис.5).

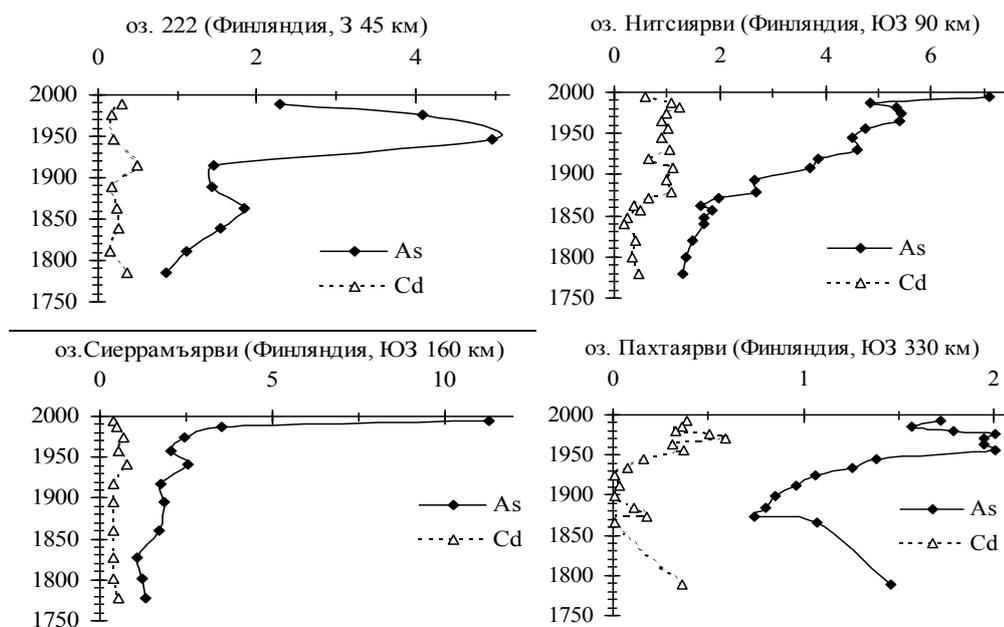


Рис.5. Концентрации (мкг/г) As и Cd в датированных ДО озер на различном удалении от комбината «Печенганикель»

Для изучения нагрузки выбросов комбинатов «Печенганикель» и «Североникель» на водосборы озер в различные периоды их деятельности были проведены исследования по вертикальному распределению концентраций металлов в ДО ряда озер, находящихся на различном расстоянии от плавильных цехов.

Повышение концентраций основных загрязняющих элементов, сбрасываемых в оз.Куэтсъярви через р.Колос-йоки комбинатом «Печенганикель», отмечается на разной глубине на различных станциях озера (рис.6 и 7). На станции 2, ближе всех расположенной к устью р.Колос-йоки, фоновых значений ТМ так и не достигли, поэтому данные по этой станции не учитывались при подсчете средних фоновых содержаний. Это связано с большим поступлением взвешенных минеральных веществ в составе стоков комбината и их отложением в ближайшей акватории озера. Данное предположение подтверждает также небольшое содержание органического материала в ДО станции 2 – не более 2% до глубины 3 см, затем к поверхности ДО величина ППП увеличивается до 12%. Поэтому на этой акватории довольно высокая скорость осадконакопления.



Рис.6. Станции отбора колонок ДО на оз.Куэтсъярви: 1 – Гольфстрим, 2 – Колос-йоки, 3 – Салмиярви, 4 – Белый Камень

На станциях 1 (Гольфстрим) и 3 (Салмиярви) повышение содержания Ni, Cu, Co и Zn фиксируется начиная с глубины 12 см, а на станции 4 (Белый Камень) – 8 см. Следовательно, учитывая 70-летнюю историю загрязнения озера стоками комбината «Печенганикель», можно приблизительно подсчитать скорость осадконакопления – 1.7 и 1.1 мм/год для вышеуказанных станций соответственно. Скорость седиментации в оз.Куэтсъярви, по косвенным расчетам, ранее определялась равной 1.5-3 мм/год (Dauvalter, 1994, 2003; Даувальтер, 1995, 1998, 2002; Dauvalter, Rognerud, 2001), что, учитывая колонку со станции 2, где не удалось отобрать слои ДО,

соответствующие фоновым значениям, совпадает с нашими расчетами. Это сравнимо со скоростями осадконакопления в других водных системах северных широт: 2-3 мм/год в оз.Венерн и 4-10 мм/год в оз.Экольн, Швеция (Håkanson, 1977).

Ранее было подсчитано, что за период деятельности комбината «Печенганикель» в ДО оз.Куэтсъярви было накоплено 310 т никеля, 120 т меди, 14 т кобальта, 19 т цинка, 0.087 т кадмия, 0.78 т свинца и 0.053 т ртути (Даувальтер, 2002; Dauvalter, 2003)

Такие элементы, как Cu, Cd, Pb, имеют поверхностные максимумы в ДО всех станций оз.Куэтсъярви (рис.7). Остальные исследуемые ТМ (Ni, Co, Zn, Hg и As) характеризуются максимальными концентрациями на глубине 2-6 см ДО практически всех станций озера (за исключением ст.2). Подобное распределение было отмечено в ДО оз.Рюссъярви, расположенного в 17 км северо-восточнее плавильных цехов комбината «Печенганикель» (Rognerud et al., 1993). Уменьшение концентраций этих элементов в верхних 1-2 см ДО оз.Куэтсъярви может быть объяснено изменениями физико-химических условий в самом озере и на территории его водосбора, а также уменьшениями сбросов ТМ комбинатом «Печенганикель». Например, сброс Ni с 1990 по 2007 гг. сократился с 12.9 до 4.4 т/год, а выбросы этого ТМ в атмосферу в этот период остаются примерно одинаковыми и находятся в пределах 300-350 т/год (официальные данные Кольской горно-металлургической компании – <http://www.kolagmk.ru/>). На этой же глубине отмечены и максимальные концентрации Al, Ca и Mg, которые поступают в озеро со сточными водами и атмосферными выбросами.

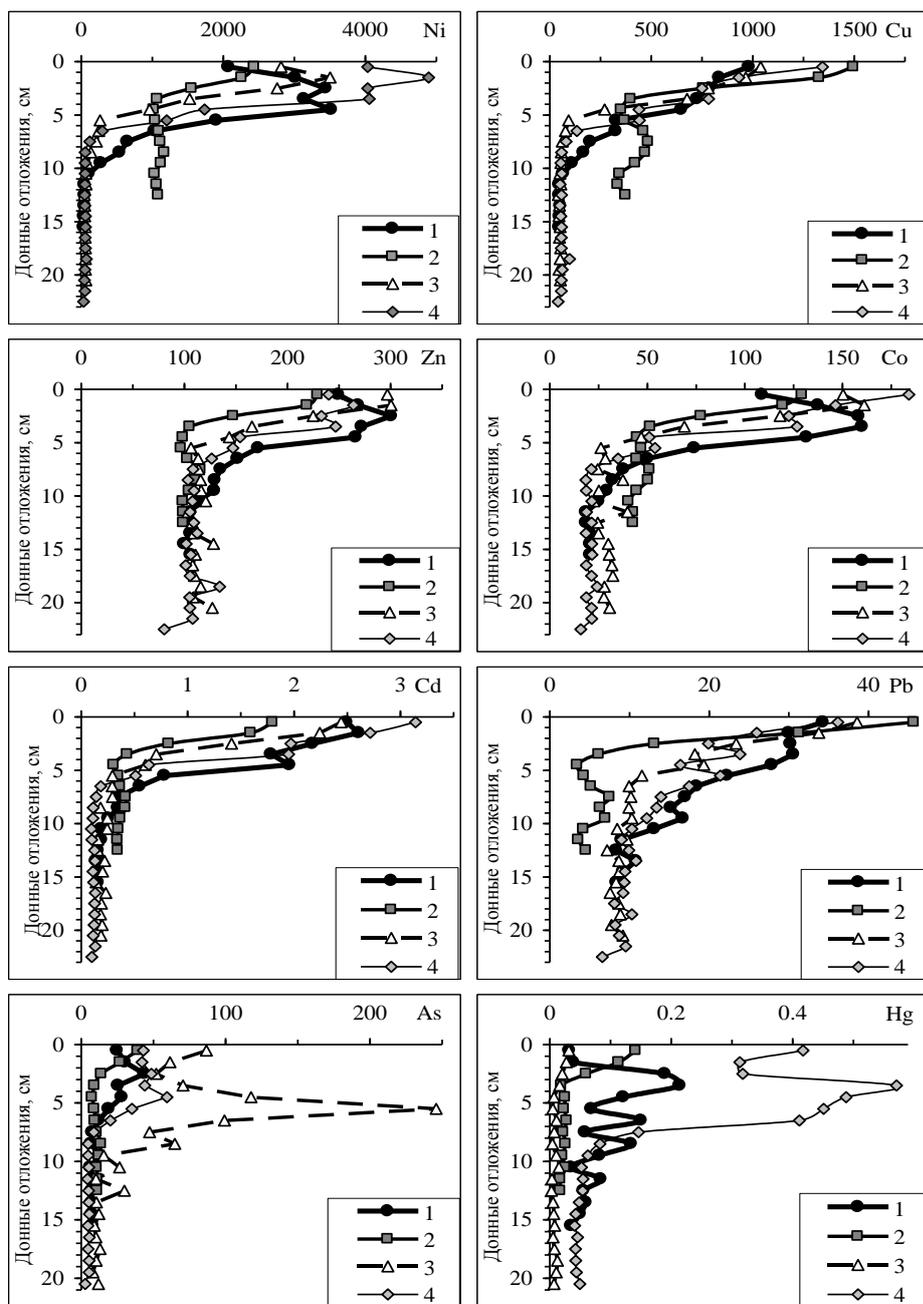


Рис. 7. Вертикальное распределение концентраций ТМ (мкг/г сух. веса) в колонках ДО оз.Куэтсъярви (номера станций – см. рис.6)

Наиболее загрязненными озерами, испытывающими интенсивное атмосферное загрязнение выбросами плавильных цехов комбината (Ni, Cu, Co), а также глобальными загрязняющими халькофильными элементами (Pb, As, Cd и Hg), являются Хаукилампи, Сариярви, LN-2, которые находятся на расстоянии 3, 7 и 8 км от комбината «Печенганикель» соответственно. Наиболее загрязненными являются

верхние 3-8 см ДО озер (рис.8). Вертикальное распределение ТМ в ДО этих трех озер говорит о главенствующей роли атмосферных выбросов комбината «Печенганикель» в их загрязнении. Выбросы комбината «Печенганикель» не оказывают значительного влияния на содержание Zn в толще ДО исследуемых озер, за исключением оз.Хаукилампи, где наблюдается 17-кратное увеличение в верхних слоях колонки ДО.

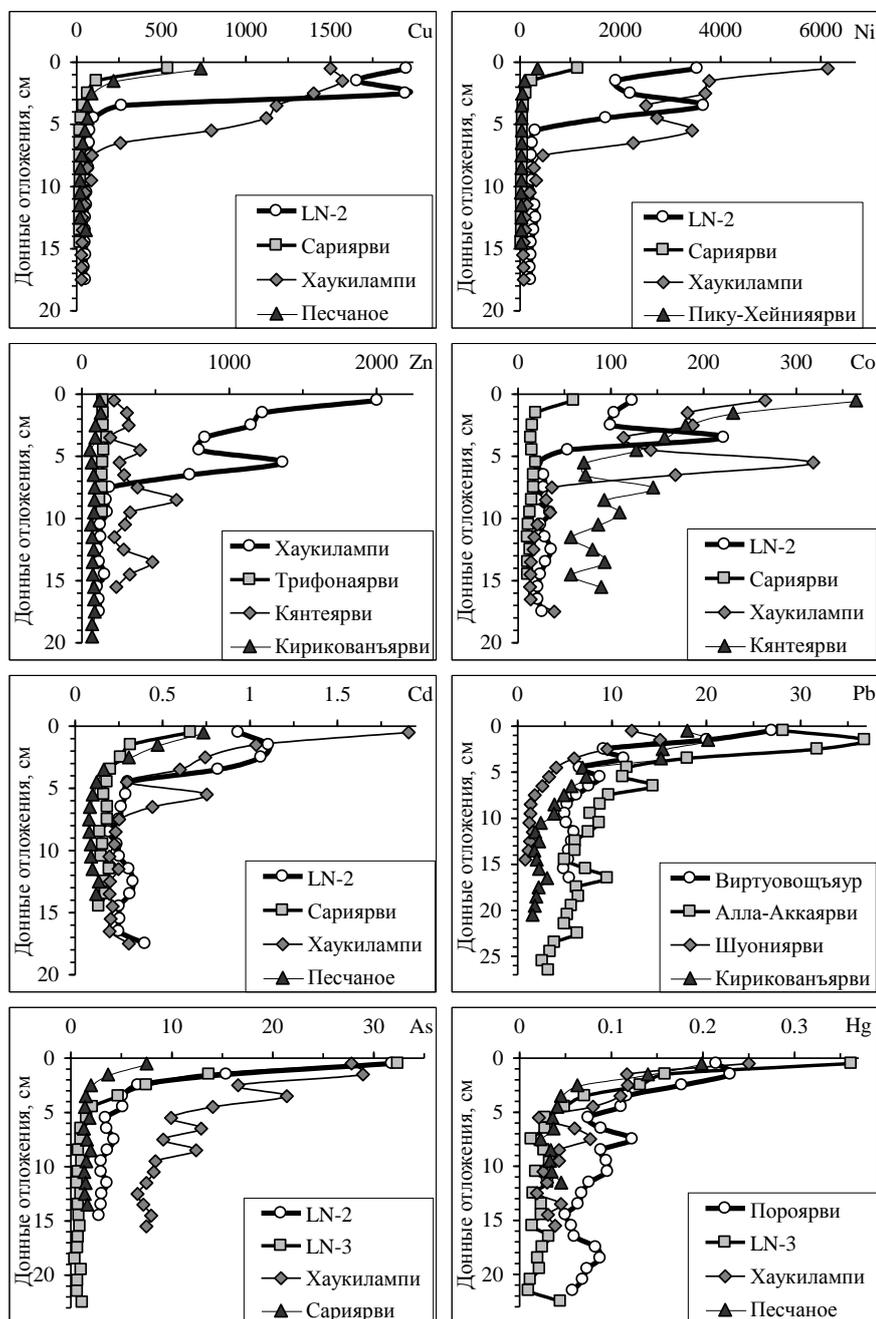


Рис.8. Вертикальное распределение концентраций ТМ (мкг/г сух. веса) в ДО озер северо-запада Мурманской области

Выявлено уменьшение содержания ТМ в колонках ДО озер, расположенных на различном расстоянии от источников загрязнения, с увеличением глубины слоев ДО в озерах на расстоянии до 50 км от источников загрязнения. По мере удаления от главного источника загрязнения, концентрации ТМ (Ni, Cu, Co), основным источником которых являются выбросы комбината «Печенганикель», в верхних слоях ДО уменьшаются и разница между содержаниями в верхних и нижних слоях становится меньше.

В качестве примера приведены результаты исследований вертикального распределения элементов в ДО озер Кочояур и Виртуовощьяур, расположенных на расстоянии 110 и 90 км от комбината соответственно (рис.9 и 10). Концентрации халькофильных элементов (Cd, Pb, As, Hg) увеличиваются по направлению к поверхности ДО практически во всех исследованных озерах (в том числе и озер Кочояур и Виртуовощьяур), что подтверждает вывод многих экологов о глобальном загрязнении окружающей среды этими чрезвычайно токсичными халькофильными элементами, особенно арктической и субарктической зон Северного полушария (например, Расуна, Расуна, 2001).

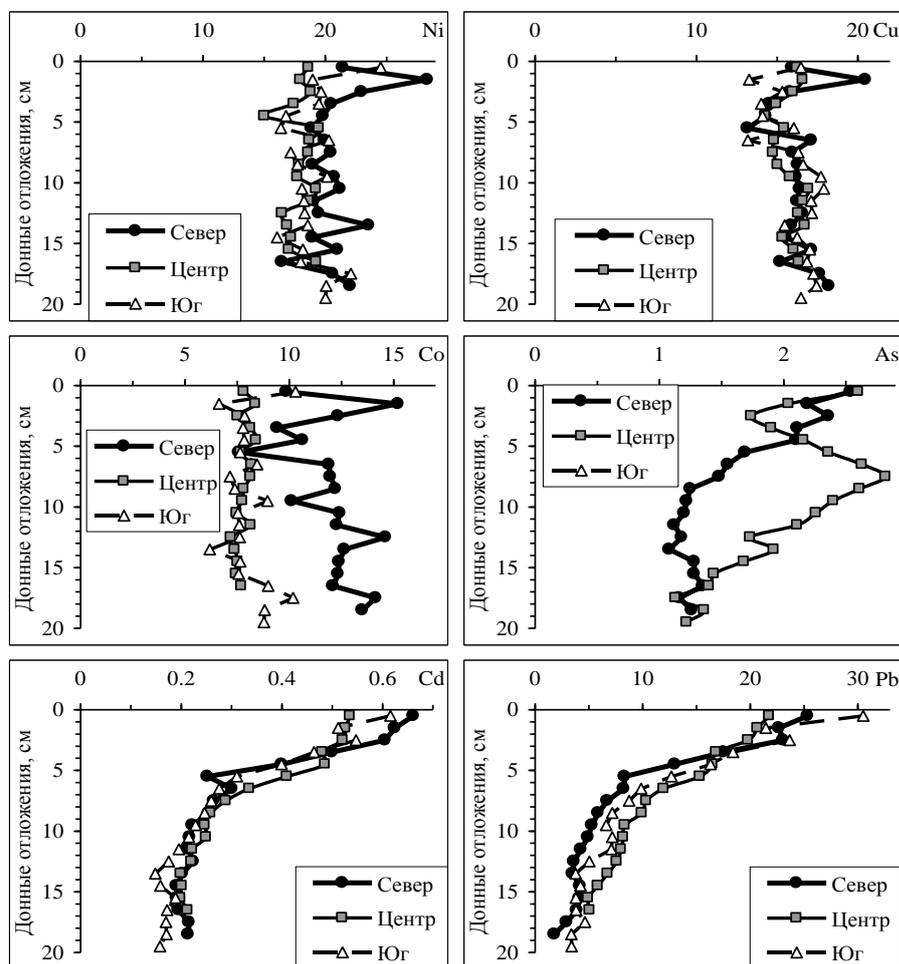


Рис.9. Вертикальное распределение концентраций ТМ (мкг/г сух. веса) в ДО северной, центральной и южной акваторий оз.Кочояур

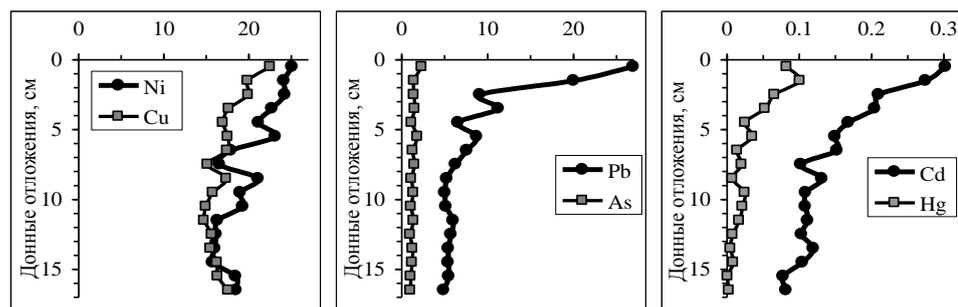


Рис.10. Вертикальное распределение концентраций ТМ (мкг/г сух. веса) в ДО оз.Виртуовоцъяур

### Территориальное распределение элементов в поверхностных донных отложениях

Долговременная антропогенная нагрузка на водосборы озер привела к изменению природных условий формирования химического состава ДО и к увеличению концентраций ТМ в поверхностных слоях ДО по сравнению с фоновыми содержаниями (табл.6 и 7).

Таблица 6

Средние ( $\bar{X}$ ), минимальные (min) и максимальные (max) концентрации элементов (мкг/г) и стандартные отклонения ( $s_n$ ) в поверхностном слое ДО (0-1 см) озер северо-запада Мурманской области, определенные по результатам исследований в различные годы

Элемент	1989-1993 гг.				2002-2004 гг.				2010 г.			
	$\bar{X}$	min	max	$s_n$	$\bar{X}$	min	max	$s_n$	$\bar{X}$	min	max	$s_n$
Ni	1411	28	7206	2239	1071	19	6139	1629	1576	20	8821	2315
Cu	987	9	6495	1616	494	16	1949	591	947	16	6450	1438
Co	60	3	165	59	75	8	365	90	90	7	335	90
Zn	129	45	439	100	201	50	2004	389	167	34	1305	243
Cd	1.62	0.25	3.84	1.04	0.84	0.09	3.14	0.85	0.96	0.13	3.27	0.80
Pb	26	5	59	17	18	3	46	12	28	9	85	18
As	-	-	-	-	19	2	87	20	27	1	117	29
Hg	0.219	0.040	0.510	0.174	0.259	0.016	2.890	0.583	0.316	0.028	1.000	0.253

Содержание элементов в ДО зависит от многих факторов: гранулометрического состава осадков, глубины озера, геохимической обстановки в толще воды и ДО (главным образом pH и Eh), скорости осаждения взвешенных веществ, содержания органического материала, мелкодисперсных органических и минеральных частиц в воде водоема, концентрации окислов и гидроокислов Fe и Mn в ДО и т.д. (Håkanson, Jansson, 1983; Horowitz, 1991; Rognerud et al., 1993; Даувальтер, 2000). Средняя глубина обследованных нами водоемов составляет 10 м. Наиболее глубокие озера – Куэтсъярви, Иля-Соукеръярви, Сантаярви, Пороярви и др., глубина которых в месте отбора проб ДО колеблется от 16 до 24 м. Исследованные озера характеризуются нейтральными значениями pH от 6.4 до 7.3, довольно низкой щелочностью (в среднем 150 мкг-экв/л). Все эти факторы являются благоприятствующими для аккумуляции ТМ в ДО (Håkanson, Jansson, 1983). Но главной причиной высоких концентраций загрязняющих ТМ (прежде всего Ni, Cu, Co) в поверхностных слоях ДО являются атмосферные выбросы плавильных цехов комбината «Печенганикель», особенно вблизи комбината.

Таблица 7

Концентрации ТМ (в мкг/г сух. веса) в поверхностном слое (0-1 см) ДО,  
фоновые значения и величины коэффициента ( $C_f$ ) и степени ( $C_d$ ) загрязнения  
исследуемых озер северо-запада Мурманской области в 2010 г.

№№ стан-ции	Озеро	Слой, см	ППП	Cu	Ni	Zn	Co	Cd	Pb	As	Hg	$C_d$
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1.	Куэтсьярви	0-0.5	15.56	1151	2860	310	184.5	2.17	32.5	54.3	0.380	106.9
		Фон	9.93	66	74	136	26.8	0.08	9.3	10.1	0.054	
		$C_f$		17.6	38.5	2.3	6.9	25.7	3.5	5.4	7.1	
2.	Великмяньярви (LN-1)	0-0.5	30.12	6450	8821	158	315.4	3.27	52.5	117.2	0.780	427.4
		Фон	25.99	45	68	61	8.6	0.18	0.8	7.4	0.057	
		$C_f$		141.9	130.1	2.6	36.5	18.4	68.2	15.8	13.8	
3.	LN-2	0-0.5	18.38	2012	2488	215	143.6	1.09	23.2	82.9	1.000	103.1
		Фон	19.23	49	244	133	29.2	0.50	1.7	3.7	0.138	
		$C_f$		41.3	10.2	1.6	4.9	2.2	13.4	22.2	7.3	
4.	LN-3	0-0.5	39.62	3049	3620	101	149.4	1.81	84.8	14.6	0.190	428.5
		Фон	38.27	28	20	60	5.0	0.11	1.4	0.8	0.020	
		$C_f$		107.3	184.7	1.7	29.8	15.7	61.5	17.9	9.7	
5.	Степановиньярви	0-0.5	27.60	1043	1407	89	87	1.02	22.8	38.2	0.470	152.6
		Фон	27.43	37	17	74	8	0.22	1.7	18.4	0.051	
		$C_f$		28.5	83.1	1.2	10.3	4.7	13.4	2.1	9.3	
6.	Палоярви	0-0.5	62.56	1995	3608	98	155.4	1.41	31.2	42.3	0.600	288.6
		Фон	25.91	25	28	62	8.0	0.12	2.8	3.7	0.024	
		$C_f$		80.9	127.4	1.6	19.5	11.5	11.0	11.3	25.5	
7.	Хаукилампи	0-0.5	27.59	2727	7806	1305	335	2.04	12.4	29.7	0.250	164.6
		Фон	23.26	45	156	128	21	0.27	2.6	6.1	0.024	
		$C_f$		60.2	50.0	10.2	16.3	7.6	4.9	4.9	10.4	
8.	Песчаное	0-0.5	21.69	534	646	81	42	0.89	21.2	52.1	0.540	44.6
		Фон	16.01	45	85	60	10	0.12	3.7	22.1	0.146	
		$C_f$		12.0	7.6	1.4	4.2	7.7	5.8	2.4	3.7	
9.	Хоисуярви	0-0.5	22.20	243	388	70	31	0.60	20.3	38.1	0.530	80.8
		Фон	22.13	25	22	52	8	0.12	2.5	2.1	0.032	
		$C_f$		9.6	17.6	1.3	3.9	5.0	8.1	18.4	16.8	
10.	Куорпукасьярви	0-0.5	15.19	439	952	110	74	0.99	24.7	10.8	0.080	70.8
		Фон	9.96	35	26	110	28	0.21	2.6	3.9	0.056	
		$C_f$		12.4	36.2	1.0	2.6	4.7	9.7	2.8	1.4	
11.	Иля-Соукерьярви	0-0.5	16.93	1283	2159	185	179	2.41	72.1	65.8	0.670	146.3
		Фон	13.95	39	39	120	36	0.24	5.5	4.2	0.054	
		$C_f$		32.8	55.7	1.5	5.0	10.0	13.1	15.7	12.5	
12.	Ала-Соукерьярви	0-0.5	19.15	509	715	89	48	0.74	25.8	19.0	0.330	77.5
		Фон	11.27	41	42	51	8	0.12	2.8	1.8	0.024	
		$C_f$		12.4	17.2	1.7	5.8	6.3	9.2	10.8	14.0	
13.	Сариярви	0-0.5	21.16	751	1380	108	60	0.88	33.4	7.7	0.250	144.9
		Фон	20.66	15	36	63	9	0.15	2.0	1.1	0.014	
		$C_f$		49.8	38.7	1.7	6.4	6.0	16.5	7.3	18.5	
14.	Пикю-Хейнъярви	0-0.5	29.77	311	669	99	67	0.33	16.8	14.1	0.150	52.8
		Фон	14.41	29	27	104	26	0.11	3.8	3.5	0.064	
		$C_f$		10.9	24.7	0.9	2.6	2.9	4.4	4.0	2.4	
15.	Кирикованьярви	0-0.5	20.29	248	476	165	143	0.38	35.8	12.3	0.390	50.4
		Фон	24.19	54	48	158	23	0.20	4.4	1.4	0.041	
		$C_f$		4.6	9.9	1.0	6.3	1.9	8.2	8.9	9.6	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
16.	Сантаярви	0-0.5	21.91	140	223	104	61	0.34	36.4	23.9	0.330	36.8
		Фон	18.11	52	38	181	24	0.17	6.2	3.2	0.034	
		$C_f$		2.7	5.8	0.6	2.6	2.0	5.9	7.4	9.9	
17.	Трифоноярви	0-0.5	7.19	184	183	150	42	0.13	15.7	5.2	0.140	30.7
		Фон	6.55	52	67	151	35	0.10	9.4	4.7	0.008	
		$C_f$		3.5	2.7	1.0	1.2	1.2	1.7	1.1	18.3	
18.	Пороярви	0-0.5	10.80	111	72	108	25	0.21	19.2	20.9	0.130	13.8
		Фон	8.13	66	28	117	27	0.13	5.8	17.0	0.084	
		$C_f$		1.7	2.6	0.9	0.9	1.5	3.3	1.2	1.6	
19.	Нилиярви	0-0.5	36.51	74	44	104	12	0.45	14.4	2.2	0.079	19.4
		Фон	30.64	36	8	106	6	0.19	3.5	1.7	0.077	
		$C_f$		2.1	5.7	1.0	1.8	2.4	4.2	1.3	1.0	
20.	Шуонияур	0-0.5	16.14	122	263	113	32	0.88	20.3	18.7	0.140	49.3
		Фон	12.67	28	26	106	14	0.12	4.1	1.2	0.038	
		$C_f$		4.4	10.0	1.1	2.2	7.1	4.9	15.8	3.7	
21.	Кеудшерьяур	0-0.5	31.85	104	162	34	9	0.30	10.3	3.0	0.110	41.9
		Фон	28.91	8	15	48	8	0.06	1.5	1.7	0.036	
		$C_f$		13.2	10.8	0.7	1.1	4.6	6.7	1.7	3.1	
22.	Алла-Аккаярви	0-0.5	23.49	69	283	109	25	0.44	24.3	5.8	0.110	34.8
		Фон	17.40	17	23	110	17	0.14	4.5	1.1	0.051	
		$C_f$		4.1	12.1	1.0	1.5	3.2	5.4	5.5	2.2	
23.	Мауньявр	0-0.5	27.97	92	124	103	15	0.47	22.0	4.6	0.110	23.1
		Фон	23.92	39	32	105	17	0.17	3.3	1.6	0.041	
		$C_f$		2.4	3.9	1.0	0.9	2.7	6.7	2.9	2.7	
24.	Виртуовошьяур	0-0.5	40.62	26	38	112	17	0.47	23.4	2.2	0.110	14.9
		Фон	33.56	17	25	110	35	0.16	6.8	1.4	0.048	
		$C_f$		1.5	1.5	1.0	0.5	2.9	3.5	1.6	2.3	
25.	Кочеяур	0-0.5	55.87	16	20	58	7	0.27	9.3	1.0	0.028	10.5
		Фон	41.69	18	26	88	13	0.19	1.9	1.2	0.048	
		$C_f$		0.9	0.8	0.7	0.5	1.4	4.8	0.8	0.6	

Поверхностные слои ДО отражают аккумулирующий эффект аэротехногенной нагрузки металлов на водосборы, которые зачастую могут не регистрироваться гидрохимическими методами. Пылевые выбросы в атмосферу плавильных цехов комбината «Печенганикель» являются главным источником повышенных концентраций Ni, Cu и Co (в 10-180 раз больше фоновых значений) в поверхностных слоях ДО на расстоянии до 30-40 км (табл.6 и 7, рис.11). Данные элементы имеют тесную положительную корреляцию между собой, что свидетельствует о едином антропогенном источнике их поступления и сходных путях миграции.

Большая часть ТМ, входящих в состав выбросов и стоков промышленных предприятий, связывается и остается в ДО. Предыдущими исследованиями (Dauvalter, 1992, 1994, 1997; Даувальтер, 1995, 1997, 1998, 2000, 2002; Moiseenko et al., 1995; Моисеенко и др., 1996 и др.) было установлено, что пылевые выбросы в атмосферу комбината «Печенганикель» и стоки плавильных цехов, шламоотвалов, хвостохранилищ и рудников являются главными источниками повышенных концентраций Ni, Cu, Co, Cd, Zn, As и Hg в поверхностных слоях ДО озер Печенгского района.

Наибольшие концентрации Ni и Cu, превышающие фоновые значения, в 10-25 раз отмечены в озерах на расстоянии до 10 км от комбината (рис.11). Значительное уменьшение концентраций до 3-7 фоновых значений наблюдается на расстоянии до 20-30 км от источника загрязнения.

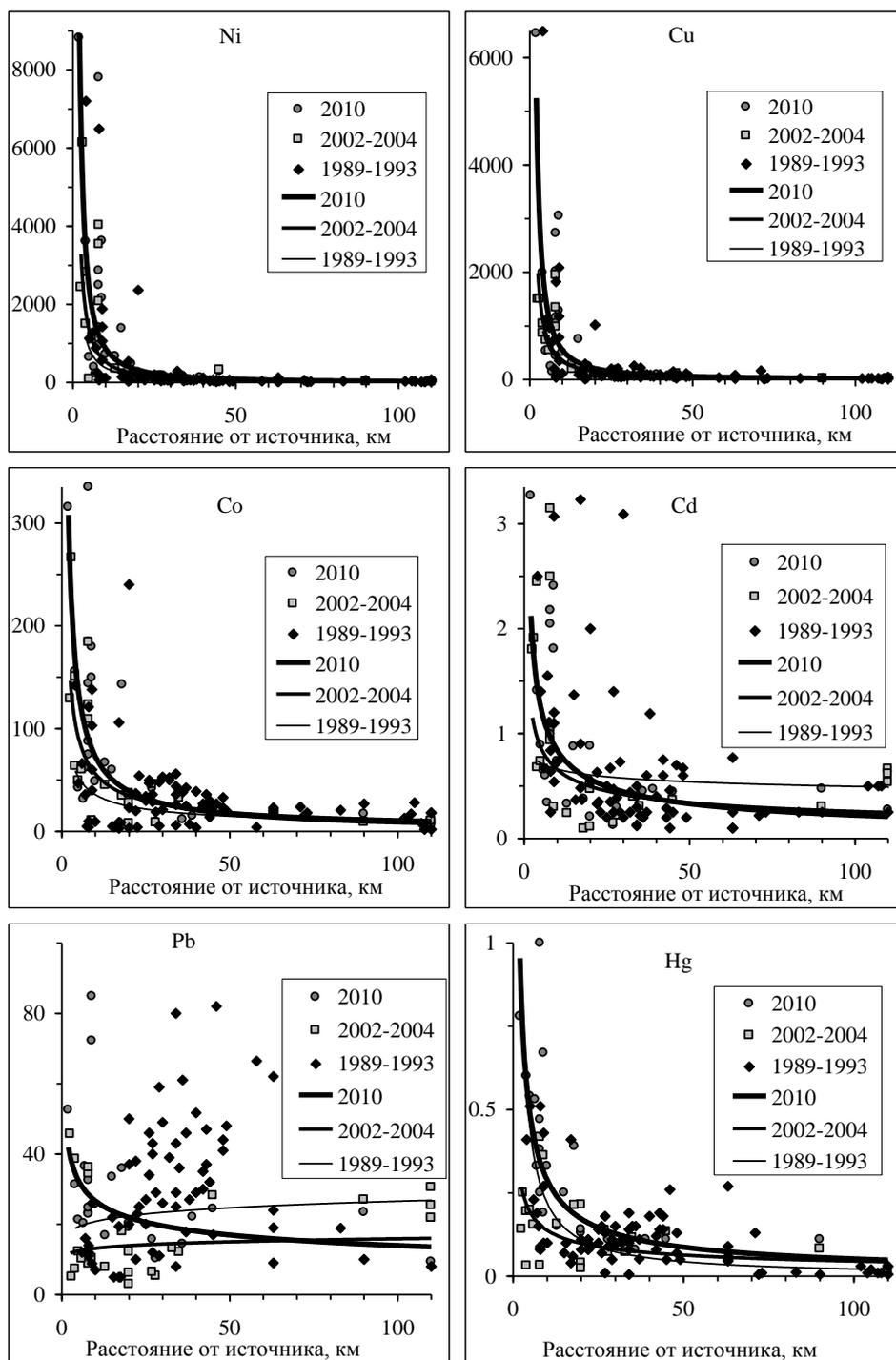


Рис.11. Распределение концентраций основных загрязняющих элементов ( $\mu\text{кг/г}$  сух. веса) в поверхностном слое (0-1 см) ДО исследуемых озер по мере удаления от комбината «Печенганикель» в разные годы

В распределении Co и Cd наблюдается аналогичная закономерность. Наиболее интенсивно загрязняется зона до 10 км (рис.11). Здесь отмечено превышение концентраций металлов над фоновыми значениями от 2 до 5 раз. По мере удаления от комбината на 20-30 км наблюдается уменьшение концентраций металлов до 2-3 фоновых значений. Подобная закономерность наблюдается в распределении As и Hg.

В распределении Pb по результатам исследований 2010 г. впервые отмечена тенденция увеличения содержания в поверхностных слоях ДО по мере приближения к комбинату (рис.11), что свидетельствует о том, что комбинат «Печенганикель» также является источником загрязнения Pb, т.е. наблюдается картина, подобная для всех приоритетных загрязняющих ТМ. Ранее (Даувальтер, 1997, 2000; Dauvalter, 1997; Dauvalter, Rognerud, 2001) в региональном распределении Pb была отмечена отличная от всех ТМ картина – увеличение концентраций с востока на запад. Наибольшие значения концентраций Pb были зафиксированы на норвежской территории, где средние концентрации равны 40 мкг/г, что составляет около 10 фоновых значений. В промышленном районе было зафиксировано уменьшение концентраций (средние концентрации 28 мкг/г, или 4 фоновых значения).

В целом по результатам исследований 2010 г. отмечено увеличение концентраций практически всех загрязняющих ТМ в поверхностных слоях ДО озер северо-запада Мурманской области по сравнению с исследованиями 2002-2004 и 1989-1993 гг. (рис.11).

Наиболее загрязненными являются озера, расположенные непосредственно вблизи комбината «Печенганикель». Это озера Куэтсьярви, Великмяньярви, LN-2, Сариярви, расположенные в 10-километровой зоне, получающие основную часть стоков и выбросов комбината и характеризующиеся максимальными концентрациями Ni, Cu, Co, Cd и Hg в поверхностных слоях ДО. Далее по мере удаления от комбината на 20-25 км отмечается уменьшение концентраций Ni, Cu, Co и других металлов. Озера Пороярви, Кеудшерьяур, Трифоноярви и Мауньярви характеризуются умеренным и значительным загрязнением.

Подобная картина распределения концентраций Ni и Cu в поверхностных ДО озер отмечена также вокруг крупнейших в мире медно-никелевых комбинатов – Норильского в Сибири и Садбери в Канаде (рис.12). Концентрации Ni и Cu в поверхностных ДО озер вокруг Норильского комбината находятся в диапазоне от 37 до 2142 и от 63 до 5400 мкг/г соответственно (Blais et al., 1998), снижаясь по мере удаления от плавилен. Превышение над фоновыми содержаниями доходит до 28. Наибольшие превышения отмечены на расстоянии до 20 км от комбината. Такое же снижение наблюдается и вокруг Садбери, где влияние выбросов медно-никелевого комбината на концентрации Ni и Cu в поверхностных ДО озер ограничивается 30-40 км (Semkin, Kramer, 1976; Nriagu et al., 1982; Bradley, Morris, 1986; Palmer et al., 1989), в то время как импактная зона вокруг Норильского комбината распространяется до 60 км (Blais et al., 1998). Пространственное распределение Ni и Cu имеет северо-восточный – юго-западный эллиптический характер с центром в Садбери (Controy et al., 1975; Semkin, Kramer, 1976). Аналогичный тренд для Ni и Cu отмечен для атмосферных осадков и для гидрохимии озер, включая pH воды (Controy et al., 1975; Reimann et al., 1999). Следовательно, распределение Ni и Cu в поверхностных ДО озер Мурманской области, вокруг Норильска и Садбери полностью совпадает, так же как и распределение этих элементов в атмосферных осадках (Крючков, Макарова, 1989) и воде озер (Moiseenko et al., 1995; Моисеенко и др., 1996).

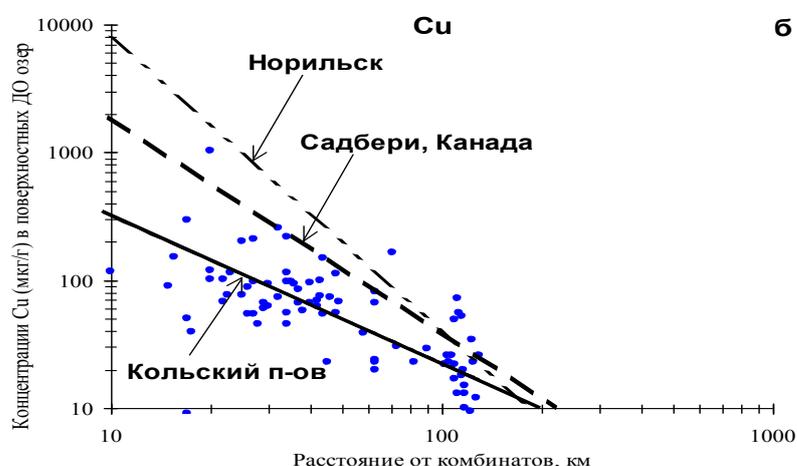
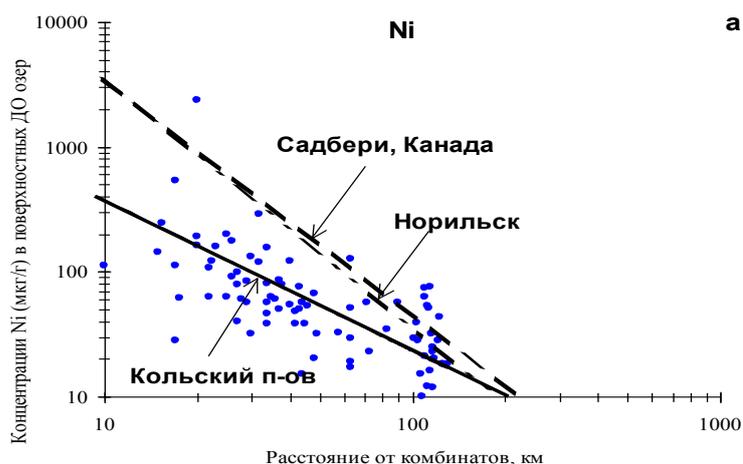


Рис.12. Концентрации Ni (а) и Cu (б) в поверхностных ДО озер (мкг/г сух. веса) по мере удаления от плавильных цехов Кольской ГМК (точки – наши данные), Норильского комбината (Blais et al., 1998) и Садбери, Канада (Bradley, Morris, 1986)

Для определения факторов, имеющих наибольшее влияние на формирование химического состава ДО озер в условиях антропогенной нагрузки разной интенсивности, проведен факторный анализ (табл.8), который четко выявил первый фактор, имеющий большой вес (57%) и объединяющий практически все ТМ (особенно Ni, Cu, Co, Cd, As), основным источником поступления которых в окружающую среду северо-западного района Мурманской области являются выбросы и стоки комбината «Печенганикель». Эти элементы проявляют четкую зависимость снижения содержания в поверхностных слоях ДО по мере удаления от источника загрязнения. Во втором и третьем факторе четко выделяются Zn и Hg соответственно. Это может быть связано с особенностями геохимического поведения цинка, который, несмотря на выбросы его комбинатом, характеризуется довольно хорошим растворением и интенсивным его использованием гидробионтами, поэтому в его распределении не прослеживаются четких зависимостей от расстояния от источника загрязнения. Ртуть также выбрасывается комбинатом, но существуют другие источники поступления ее в водоемы – это глобальное загрязнение атмосферы Северного полушария, использование Hg в бытовых приборах (лампы и т.д.).

Факторная модель химического состава поверхностных ДО озер северо-запада Мурманской области

Элемент	Фактор 1	Фактор 2	Фактор 3
Ni	-0.946	0.217	0.044
Cu	-0.911	-0.129	0.067
Co	-0.840	0.288	-0.048
Zn	-0.474	0.824	-0.057
Cd	-0.898	-0.087	-0.236
Pb	-0.537	-0.578	-0.484
As	-0.797	-0.288	0.120
Hg	-0.412	-0.248	0.829
Вес фактора, %	56.9	16.3	12.5

Свинец не попал ни в одну из групп, вероятно, вследствие того, что основным источником его поступления в окружающую среду является сжигание топлива (жидкого и твердого) в энергетических установках, поступление этого металла происходит практически повсеместно, в том числе с выхлопами автомобилей и других двигателей внутреннего сгорания, котельных и т.д. К тому же свинец также является глобальным загрязнителем атмосферы Северного полушария.

Таким образом, установлено, что пылевые выбросы в атмосферу комбината «Печенганикель» и стоки плавильных цехов, шламоотвалов, хвостохранилищ и рудников являются главными источниками повышенных концентраций Ni, Cu, Co, а также халькофильных Cd, As и Hg в поверхностных слоях ДО оз. Куэтсьярви (рис.7) и других озер, расположенных до 10 км от комбината (рис.8). Значительная аккумуляция Ni, Cu, Co, Cd, связанная главным образом с поступлением стоков комбината «Печенганикель» через оз. Куэтсьярви, отмечена в среднем течении р. Пасвик (Dauvalter et al., 2011). Высокие концентрации Cd, Pb, Hg и As в поверхностных слоях отмечаются также в озерах, удаленных от комбината «Печенганикель» (рис.9 и 10), например, в российских озерах Кочьяур, Виртуовощьяур, Алла-Акьяур, Шуонияур, как и в норвежских озерах – Исаломбола, Гьекватн, Гардсьон (Dauvalter, Sandimirov, 2007). В то же время, установлены достоверные зависимости снижения концентраций в поверхностных слоях ДО озер северо-запада Мурманской области исследуемых халькофильных элементов (Cd, As и Hg) по мере удаления от основного источника загрязнения, говорящие о том, что выбросы плавильных цехов являются источником загрязнения этими высокотоксичными в повышенных концентрациях элементами, помимо приоритетных загрязнителей – Ni, Cu, Co и Zn. Максимальные средние концентрации Cd, As и Hg в поверхностных слоях ДО отмечены в российских озерах, а Pb – в финляндских и норвежских озерах водосбора р. Пасвик (Dauvalter, Sandimirov, 2007). Этот факт говорит о том, что главные источники загрязнения Pb располагаются на севере Финляндии и северо-востоке Норвегии.

### Коэффициент и степень загрязнения

Для оценки геоэкологического состояния поверхностных вод нами была выбрана методика определения коэффициента и степени загрязнения, предложенная шведским ученым Л.Хокансоном (Håkanson, 1980), и адаптирована для условий Европейской Субарктики с учетом выявленных закономерностей формирования химического состава ДО, фоновых содержаний элементов в ДО. Коэффициент загрязнения  $C_f^i$  подсчитывался как частное от деления концентрации элемента (или соединения) в поверхностном сантиметровом слое к фоновому значению, установленному в самой глубокой части колонки ДО. Степень загрязнения  $C_d$

определялась как сумма коэффициентов загрязнения для всех загрязняющих веществ.

В этом подходе придерживались следующей классификации:  $C_f^i < 1$  – низкий;  $1 \leq C_f^i < 3$  – умеренный;  $3 \leq C_f^i < 6$  – значительный;  $C_f^i \geq 6$  – высокий коэффициент загрязнения. Аналогично, при характеристике степени загрязнения, слагаемой коэффициентами загрязнения отдельных элементов, придерживались классификации из расчета, что суммируем значения коэффициентов загрязнения по 8 элементам (Ni, Cu, Co, Zn, Cd, Pb, As, Hg):  $C_d < 8$  – низкая;  $8 \leq C_d < 16$  – умеренная;  $16 \leq C_d < 32$  – значительная;  $C_d \geq 32$  – высокая степень загрязнения, свидетельствующая о серьезном загрязнении.

По результатам 2010 г. очень высокие значения  $C_d$  отмечены в исследуемых озерах на расстоянии до 30 км от источников загрязнения, а значительные значения – до 60 км (табл.7, рис.13), причем озера, расположенные по преобладающему направлению господствующих ветров (к северо-западу от комбинатов), имеют большие значения  $C_d$ . В озерах, расположенных до 30 км, основной вклад в величину  $C_d$  вносят металлы, выбрасываемые в атмосферу комбинатом «Печенганикель» в больших количествах (Ni, Cu, Co), а в более удаленных озерах основными загрязняющими элементами становятся Pb, Cd, Hg и As, которые в последние десятилетия приобрели статус глобальных загрязняющих элементов.

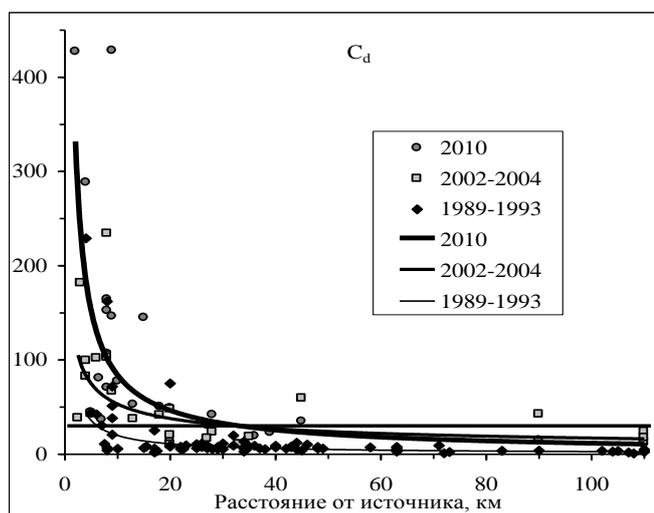


Рис.13. Распределение значений степени загрязнения  $C_d$  в озерах на различном расстоянии от комбината «Печенганикель» в разные годы. Прямая линия соответствует высокой степени загрязнения ( $C_d \geq 32$ )

Наибольшие значения коэффициента загрязнения  $C_f$  отмечены для Ni и Cu (185 и 142 соответственно) в озерах, расположенных на расстоянии до 10 км от комбинатов. Подобная закономерность отмечена для Co, наибольшее значение коэффициента загрязнения меньше (37), но оно также относится к высокому. Наибольшие значения  $C_f$  для Cd отмечены в озерах Куэтсьярви, Великмяньярви и LN-3 (26, 18 и 16 соответственно), принимающих основную часть сточных вод комбината. Высокие значения  $C_f$  для Cd отмечены на расстоянии более 20 км от комбината. Наибольшие значения  $C_f$  для Pb отмечены вблизи комбината в озерах Великмяньярви и LN-3 (68 и 62 соответственно), но значительные и высокие

величины  $C_f$  этого металла зафиксированы на большом расстоянии от комбината, например в озерах Виртуовощъяур и Кочеяур (3.5 и 4.8), расположенных в 90 и 110 км соответственно. Максимальные значения  $C_f$  для As и Hg зафиксированы в озерах LN-2 и Палоярви (22 и 25 соответственно). Два наиболее загрязненных озера Великмяньярви и LN-3 имеют максимальные величины степени загрязнения – около 430 (табл.7).

Согласно исследованиям 2010 г. (Dauvalter, Sandimirov, 2007), получены результаты, подобные 2002-2004 гг., хотя в последние годы выявлено усиление загрязнения, особенно в ближайшей 30-километровой зоне от комбината. По результатам исследований 1989-1993 гг. в озерах, находящихся в зоне влияния комбината «Печенганикель», очень высокие значения  $C_d$  отмечены на расстоянии до 10 км от источников загрязнения, значительные – до 15 км, а умеренные – до 40 км (Даувальтер, 2000).

## Заключение

В течение более 20 лет сотрудниками ИППЭС КНЦ РАН проводятся исследования химического состава ДО водоемов северо-западной части Мурманской области и приграничной территории между Россией, Норвегией и Финляндией, начиная со времени организации Института (1989). Эти исследования велись в три этапа с разницей примерно в 10 лет: в конце 1980-х – начале 1990-х гг., в начале 2000-х гг. и в 2010 г. В каждый период исследования ДО проводились на 20-30 озерах, находящихся в зоне влияния стоков и выбросов комбината «Печенганикель» и подвергающихся антропогенной нагрузке различной интенсивности.

Исследования проводились с целью оценки аккумуляции и распределения ТМ в ДО водоемов. При изучении ДО рассматривались четыре аспекта: 1) фоновые концентрации; 2) вертикальное распределение; 3) концентрации в поверхностных ДО; 4) определение интенсивности антропогенного влияния по показателям коэффициента и степени загрязнения, создаваемого ТМ, накопленными в ДО.

Было установлено, что наибольшие фоновые концентрации большей части ТМ (Ni, Zn, Co, Cd, Hg, As) характерны для южной части оз.Куэтсьярви, принимающего сточные воды комбината «Печенганикель», а также для озер, расположенных в непосредственной близости к г.Заполярный и пос.Приречный. Это обусловлено геохимическими особенностями водосборных территорий озер, на которых находятся медно-никелевые сульфидные залежи. Фоновые концентрации ТМ в ДО исследуемых озер довольно непостоянны, что отражает значительные вариации в литологии и геохимии коренных и четвертичных пород и покрывающих их почв, в соотношении площади озера и его водосбора, т.е. основных условий формирования химического состава ДО озер. Средние фоновые концентрации ТМ в ДО водоемов северо-запада Мурманской области по результатам исследований в различные годы подобны, хотя отмечаются некоторые расхождения, но они, как правило, не более 10%, что совпадает со значением аналитической ошибки. Несовпадения в рассчитанных величинах средних фоновых концентраций ТМ могут быть связаны с тем, что перечень озер, из которых производился отбор ДО в различные годы, полностью не совпадал, хотя большая часть озер исследовалась в течение 20 лет, особенно вблизи источников загрязнения.

Средние скорости осадконакопления в озерах северо-запада Мурманской области и северных районов Норвегии и Финляндии за последние полтора столетия довольно постоянны и находятся в пределах 0.3-0.6 мм/год. Скорость

осадконакопления в оз. Куэтсъярви оценивается равной 1-2 мм/год. Увеличение содержания Ni, Cu и Co в ДО озер, в которых проведено датирование, обычно обнаруживалось в слоях, возраст которых оценивается 20-ми и 30-ми годами XX столетия – результат начала металлургической деятельности в этом регионе. С увеличением расстояния от комбината «Печенганикель» уменьшаются концентрации Ni и Cu в поверхностных слоях ДО и снижается разброс содержаний в целом по колонке. Значительное увеличение концентраций Pb датируется концом XIX – началом XX в. С увеличением расстояния от комбината «Печенганикель» свинец становится одним из основных загрязнителей. Особенно это характерно для финляндских озер. Маркерами загрязнения водосборных бассейнов служат также As и Cd, начало загрязнения которыми датируется серединой XIX в.

Пылевые выбросы в атмосферу плавильных цехов комбината «Печенганикель» являются главным источником повышенных концентраций Ni, Cu и Co (в 10-180 раз больше фоновых значений) в поверхностных слоях ДО на расстоянии до 30-40 км. Наибольшие концентрации Ni и Cu, превышающие фоновые значения в 10-25 раз, отмечены в озерах на расстоянии до 10 км от комбината (рис.11). Значительное уменьшение концентраций (до 3-7 фоновых значений) наблюдается на расстоянии до 20-30 км от источника загрязнения. В распределении Co и Cd наблюдается аналогичная закономерность. Наиболее интенсивно загрязняется зона до 10 км. Здесь отмечено превышение концентраций металлов над фоновыми значениями от 2 до 5 раз. По мере удаления от комбината на 20-30 км наблюдается уменьшение концентраций металлов до 2-3 фоновых значений. Подобная закономерность наблюдается в распределении As и Hg. В распределении Pb по результатам исследований 2010 г. впервые отмечена тенденция увеличения содержания в поверхностных слоях ДО по мере приближения к комбинату. Ранее в региональном распределении Pb была отмечена отличная от всех ТМ картина – увеличение концентраций с востока на запад. В целом по результатам исследований 2010 г. отмечено увеличение концентраций практически всех загрязняющих ТМ в поверхностных слоях ДО озер северо-запада Мурманской области по сравнению с исследованиями 1989-1993 и 2002-2004 гг., что говорит об усилении антропогенной нагрузки на водосборы озер.

По результатам исследований ДО озер в 2010 г. очень высокие значения степени загрязнения  $C_d$  отмечены на расстоянии до 30 км от источников загрязнения, а значительные значения – до 60 км. В озерах, расположенных до 30 км, основной вклад в величину  $C_d$  вносят металлы, выбрасываемые в атмосферу комбинатом «Печенганикель» в больших количествах (Ni, Cu, Co), а в более удаленных озерах основными загрязняющими элементами становятся Pb, Cd, Hg и As, которые в последние десятилетия приобрели статус глобальных загрязняющих элементов. Согласно исследованиям 2010 г., получены результаты, подобные 2002-2004 гг., хотя в последние годы выявлено усиление загрязнения, особенно в ближайшей 30-километровой зоне от комбината. По результатам исследований 1989-1993 гг. в озерах, находящихся в зоне влияния комбината «Печенганикель», очень высокие значения  $C_d$  отмечены на расстоянии до 10 км от источников загрязнения, значительные значения – до 15 км, а умеренные – до 40 км.

Атмосферные выпадения аэрозолей являются главной причиной загрязнения, в том числе и ТМ, наземных и водных экосистем, поверхностных и подземных вод (Яхнин и др., 1997). В фоновых территориях, где в балансе атмосферных выпадений значительная роль принадлежит растворимым формам металлов, с поверхностным стоком выносятся до 5% поступлений свинца и около 30% поступлений цинка

и кадмия (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Елпатьевский, 1993). В условиях техногенного загрязнения, когда существенно увеличивается роль твердофазных выпадений, поверхностный вынос сокращается до 1-3% поступлений свинца и до 10% цинка и меди (Елпатьевский, 1993). Остальная часть металлов накапливается в почве. Миграция металлов по почвенному профилю происходит со скоростью 0.1-0.4 см/год и характеризуется быстрым падением концентраций с увеличением глубины (Саэт и др., 1990; Елпатьевский, 1993; Cernic et al., 1994). Возможности самоочищения почв от антропогенных накоплений металлов признаются весьма ограниченными (Fridland et al., 1992; Miller, Fridland, 1994; De Vries, Banker, 1996). Согласно вышеуказанным исследованиям, совокупный вынос металлов (поверхностный сток, почвенные растворы, биологические процессы и др.) при условии прекращения новых поступлений из антропогенных источников обеспечит в зоне умеренного климата самоочищение загрязненных почв от свинца за период от 150-200 до 400-500 лет, от цинка, кадмия за 100-200 лет. Таким образом, период естественного самоочищения почв и наземных экосистем от загрязняющих металлов можно оценить величиной порядка  $n \cdot 10^2$  лет (т.е. сотни лет).

Таким образом, в результате исследований химического состава ДО озер северо-запада Мурманской области и приграничных районов Норвегии и Финляндии выявлена тенденция усиления антропогенной нагрузки на водосборы озер и на сами озера, несмотря на снижение выбросов и стоков загрязняющих веществ комбинатом «Печенганикель» в последние 20 лет. Средние выбросы Ni и Cu комбинатом составляли 300 и 200 т/год соответственно, а стоки – 5 и 0.2 т/год. За 70-летний период деятельности в компонентах окружающей среды (главным образом в наземных экосистемах – в почвах и растениях) накопилось огромное количество ТМ, которое после отмирания растений и разложения органических остатков со склоновым стоком, почвенными и подземными водами в виде органических и неорганических соединений постепенно поступает в водотоки и водоемы. С учетом накопленных ТМ в наземных экосистемах и многолетнего периода их самоочищения, интенсивное поступление ТМ в водоемы будет продолжаться еще не один десяток лет, даже если комбинат резко снизит их выбросы в окружающую среду.

## Литература

- Алексеев В.А. Экологическая геохимия. М.: Логос, 2000. 627 с.
- Богданов Ю.А. Пелагический осадочный процесс в Тихом океане: автореф. дис. ... докт. геол.-минер. наук. М., 1980. 44 с.
- Большие озера Кольского полуострова / К.Г.Купецкая, И.И.Великорецкая, Б.Г.Венус и др. Л.: Наука, 1976. 349 с.
- Бреховских В.Ф. Гидрофизические факторы формирования кислородного режима водоемов. М.: Наука, 1988. 168 с.
- Бреховских В.Ф. О роли донных отложений в балансе растворенного кислорода в Можайском водохранилище / В.Ф.Бреховских и др. // Водные ресурсы. 1998а. Т.25, № 1. С. 43-45.
- Бреховских В.Ф. Изменение элементов экосистем в подводных карьерах для добычи нерудных строительных материалов / В.Ф.Бреховских и др. // Водные ресурсы. 1998б. Т.25, № 4. С. 448-454.
- Веницианов Е.В. Некоторые особенности сорбции тяжелых металлов слоем донных отложений и почвогрунтов // Водные ресурсы. 1998. Т.25, № 4. С. 462-466.

- Веницианов Е.В. Динамика сорбции из жидких сред / Е.В.Веницианов, Р.Н.Рубинштейн. М.: Наука, 1983. 238 с.
- Вернадский В.И. Избр. соч. М.: Изд-во АН СССР, 1954.
- Виноградов А.П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры // Геохимия. 1962. № 7. С. 555-571.
- Власова Т.А. Гидрохимия главных рек. Сыктывкар: Изд. Коми НЦ УрО РАН, 1988. 150 с.
- Даувальтер В.А. Концентрации тяжелых металлов в донных отложениях озер Кольского полуострова как индикатор загрязнения водных экосистем // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского Севера. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1995. С. 24-35.
- Даувальтер В.А. Загрязнение донных отложений водосбора реки Пасвик тяжелыми металлами // Геоэкология. 1997. № 6. С. 43-53.
- Даувальтер В.А. Тяжелые металлы в донных отложениях озерно-речной системы озеро Инари – река Пасвик // Водные ресурсы. 1998. Т.25, № 4. С. 494-500.
- Даувальтер В.А. Закономерности осадконакопления в водных объектах Европейской Субарктики (природоохранные аспекты проблемы): автореф. дис. ... докт. геогр. наук. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2000. 52 с.
- Даувальтер В.А. Химический состав донных отложений субарктического озера под влиянием горной металлургии // Изв. РАН. Серия географическая. 2002. № 4. С. 65-73.
- Денисова А.И. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды / А.И. Денисова и др. Киев: Наук. думка, 1987. 162 с.
- Евсеев А.В. Эколого-географические особенности природной среды районов Крайнего Севера России / А.В.Евсеев, Т.М.Красовская. Смоленск: Изд-во СГУ, 1996. 232 с.
- Елпатьевский П.В. Геохимия миграционных потоков в природных и природно-техногенных системах. М.: Наука, 1993. 253 с.
- Зверева О.С. Особенности биологии главных рек Коми АССР. Л.: Наука, 1969. 275 с.
- Кабата-Пендиас А. Микроэлементы в почвах и растениях / А.Кабата-Пендиас, Х.Пендиас. М.: Мир, 1989. 439 с.
- Кашулин Н.А. Антропогенные изменения лотических экосистем Мурманской области. Ч.1: Ковдорский район / Н.А.Кашулин и др. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2005. 234 с.
- Кашулин Н.А. Антропогенные изменения лотических экосистем Мурманской области. Ч.2: Озерно-речная система реки Чуна в условиях аэротехногенного загрязнения / Н.А.Кашулин и др. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2007. 238 с.
- Кашулин Н.А. Антропогенные изменения водных систем Хибинского горного массива (Мурманская область) / Н.А.Кашулин и др. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2008. Т.1. 250 с.; Т.2. 282 с.
- Кашулин Н.А. Экологический каталог озер Мурманской области. Северо-западная часть Мурманской области и приграничной территории сопредельных стран / Н.А.Кашулин и др. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2009. Ч.1. 226 с.; Ч.2. 262 с.
- Кашулин Н.А. Аннотированный экологический каталог озер Мурманской области (Восточная часть. Бассейн Баренцева моря). В 2 ч. / Н.А.Кашулин и др. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2010. Ч.1. 249 с.; Ч.2. 128 с.
- Крючков В.В., Макарова Т.Д. Аэротехногенное воздействие на экосистемы Кольского Севера. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1989. 96 с.

- Линник П.Н. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах / П.Н.Линник, Б.И.Набиванец. Л.: Гидрометеиздат, 1986. 270 с.
- Линник П.Н. Обмен органическими веществами и соединениями металлов в системе «донные отложения – вода» в условиях модельного эксперимента / П.Н.Линник и др. // Экол. химия. 1997. Т.6, № 4. С. 217-225.
- Лисицын А.П. Процессы океанской седиментации. М., 1978. 392 с.
- Лукин А.А. Влияние аэротехногенного загрязнения на водосборный бассейн озер Субарктики и рыб / А.А.Лукин // Экология. 1998. № 2. С. 109-115.
- Лукин А.А. Экосистема реки Печоры в современных условиях / А.А.Лукин и др. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2000. 192 с.
- Моисеенко Т.И. Формирование качества вод и донных отложений в условиях антропогенных нагрузок на водоемы арктического бассейна (на примере Кольского Севера) / Т.И.Моисеенко и др. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1996. 263 с.
- Моисеенко Т.И. Геохимическая миграция элементов в субарктическом водоеме (на примере озера Имандра) / Т.И.Моисеенко и др. Апатиты: Изд. КНЦ, 1997. 127 с.
- Моисеенко Т.И. Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1997. 261 с.
- Моисеенко Т.И. Механизмы круговорота природных и антропогенных металлов в поверхностных водах Субарктики / Т.И.Моисеенко и др. // Водные ресурсы. 1998. Т.25, № 2. С. 231-243.
- Моисеенко Т.И. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра / Т.И.Моисеенко и др.; под ред. Т.И.Моисеенко. М.: Наука, 2002. 487 с.
- Мур Дж.В. Тяжелые металлы в природных водах / Дж.В.Мур, С.Рамамурти. М.: Мир, 1987. 285 с.
- Никаноров А.М. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах / А.М.Никаноров, А.В.Жулидов. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 312 с.
- Озера различных ландшафтов Кольского полуострова. В 2 ч. Л.: Наука, 1974.
- Саэт Ю.Е. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Саэт и др. М.: Недра, 1990. 335 с.
- Семенович Н.И. Донные отложения Ладожского озера. М.-Л.: Наука, 1966. 124 с.
- Семенович Н.И. Донные отложения Онежского озера. Л.: Наука, 1973. 104 с.
- Сергеева Л.В. Геохимическая характеристика некоторых озерных ландшафтов северо-запада // Озера различных ландшафтов северо-запада СССР. Л.: Наука, 1968. Ч.1. С. 34-58.
- Сергеева Л.В. Миграция группы микроэлементов в двух различных ландшафтах Кольского полуострова // Озера различных ландшафтов Кольского полуострова. Л.: Наука, 1974. Ч.1. С. 50-77.
- Страхов Н.М. Образование осадков в современных водоемах / Н.М.Страхов и др. М.: Изд-во АН СССР, 1954. 792 с.
- Федорова Е.И. Характеристика железорудных озер Кольского полуострова // Накопление вещества в озерах. М.: Наука, 1964. С. 59-77.
- Ферсман А.Е. Избранные труды. М.: Изд-во АН СССР, 1953-1959. Т.1-5.
- Хрусталева Ю.П. Седиментогенез во внутриконтинентальных морях аридной зоны: автореф. дис. ... докт. геол.-мин. наук. М., 1986. 51 с.
- Яхнин Э.Я. Атмосферные выпадения тяжелых металлов и их влияние на экологическое состояние почв / Э.Я.Яхнин и др. // Экол. химия. 1997. № 6 (4). С. 253-259.
- Abry T. Sedimentene i Tyrifjorden. Tungmetaller og dateringer. Tyrifjordundersokelsen / T.Abry et al. // Fagrapport. 1982. Nr. 19. 19 p.
- Åjräs M. Ecological investigation, Kola Peninsula: sulfur and trace element contents in snow / M.Åjräs et al. // Water, Air, Soil Pollut. 1995. Vol.85. P. 749-754.

- Äjräs M. Comparison of sulfur and heavy metal contents and their regional distribution in humus and moss samples from vicinity of Nikel and Zapoljarnij, Kola Peninsula, Russia / M.Äjräs et al. // *Water, Air, Soil Pollut.* 1997. Vol.98. P. 361-380.
- Appleby P.G. The calculation of the  $^{210}\text{Pb}$  dates assuming a constant rate of supply of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  to sediments / P.G.Appleby, F.Oldfield // *Catena.* 1978. Vol.5. P. 1-8.
- Blais J.M. Regional contamination in lakes from the Noril'sk region in Siberia, Russia / J.M. Blais et al. // *Water, Air, Soil Pollut.* 1998. Vol.95. P. 1-16.
- Bradley R.W. Heavy metals in fish from a series of metal-contaminated lakes near Sudbery, Ontario / R.W.Bradley, J.R.Morris // *Water, Air, Soil Pollut.* 1986. Vol.27. P. 341-357.
- Cariat P. de. Stream water geochemistry from selected catchments on the Western Kola Peninsula (NW Russia) and neighbouring areas of Finland and Norway: 1. Element levels and sources / de P.Cariat et al. // *Appl. Geochem.* 1996a. Vol.2. P. 149-168.
- Cariat P. de. Stream water geochemistry from selected catchments on the western Kola Peninsula (NW Russia) and neighbouring areas of Finland and Norway: 2. Time-series / de P.Cariat et al. // *Appl. Geochem.* 1996b. Vol.2. P. 169-184.
- Carignan R. Zinc deposition in acid lakes: the role of diffusion / R.Carignan, A.Tessier // *Sci.* 1985. Vol.228. P. 1524-1526.
- Cernic M. Modeling of heavy metal transport in a contaminated soil / M.Cernic et al. // *J. Environ. Qual.* 1994. Vol.23. P. 1239-1248.
- Controy N. Influence of the atmosphere on lakes in the Sudbury area / N.Controy et al. // *Intern. Association of Great Lakes Res.: Proc. Symp. Atmospheric Contribution to the Chemistry of Lake Waters, Sept. 28 – Oct. 1, 1975.*
- Dauvalter V. Concentrations of heavy metals in superficial lake sediments of Pechenga district, Murmansk region, Russia // *Vatten.* 1992. Vol.48, № 2. P. 141-145.
- Dauvalter V. Heavy metals in lake sediments of the Kola Peninsula, Russia // *Sci. Tot. Environ.* 1994. Vol.158. P. 51-61.
- Dauvalter V. Heavy metal concentrations in lake sediments as an index of freshwater ecosystem pollution / R.M.M.Crawford (ed.) // *Disturbance and recovery in Arctic lands; an ecological perspective.* Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, 1997. P. 333-351.
- Dauvalter V.A. Heavy metals in the bottom sediments of the Inari-Pasvik lake-river system // *Water Resources.* 1998. Vol.25, № 4. P. 451-457.
- Dauvalter V. Impact of mining and refining on the distribution and accumulation of nickel and other heavy metals in sediments of subarctic lake Kuetsjärvi, Murmansk region, Russia // *J. Environ. Monitor.* 2003. Vol.5 (2). P.210-215.
- Dauvalter V. Heavy metals pollution in sediment of the Pasvik River drainage / V.Dauvalter, S.Rognerud // *Chemosphere.* 2001. Vol.42, № 1. P. 9-18.
- Dauvalter V. Pollution of the Sediments of the Paz River basin / V.Dauvalter, S.Sandimirov // *State of the environment in the Norwegian, Finnish and Russian border area. The Finnish Environment / Eds. K.Stebel, G.Chritinsen, J.Derome, I.Crekela.* 2007. № 6. 55 p.
- Dauvalter V. Chemical composition of lake sediments along a pollution gradient in a Subarctic watercourse / V.Dauvalter et al. // *J. Environ. Sci. Health. A.* 2011 (in press).
- De Vries W. Manual for calculating critical load of heavy metals for soils and surface water / W.De Vries, D.J.Banker; DLO Winland Staring Centre, Wageningen (The Netherlands) // *Report № 114.* 1996. 133 p.
- Douglas E.R. Sources of mercury contamination in the sediments of small headwater lakes in south-central Ontario, Canada // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1986. Vol.15. P. 505-512.
- Förstner U. *Metal Pollution in the Aquatic Environment* / U.Förstner, G.T.W.Wittmann. Berlin: Springer-Verlag, 1979. 210 p.

- Förstner U. Metal Pollution in the Aquatic Environment / U.Förstner, G.T.W.Wittmann. 2<sup>nd</sup> revised ed. N.Y.: Springer-Verlag, 1981. 486 p.
- Fridland A.J. Decreasing lead levels in the forest floor of the northeastern USA / A.J.Fridland et al. // *AMBIO*. 1992. Vol.21. P. 400-430.
- Gregurek D. Mineralogy and mineral chemistry of snow filter residues in the vicinity of the nickel-copper processing industry, Kola Peninsula, NW Russia / D.Gregurek et al. // *Miner. Petrol.* 1999. Vol.65. P. 87-111.
- Horowitz A.J. A primer on trace metal-sediment chemistry. 2<sup>nd</sup> rew. ed. Chelsea, Michigan: Lewis Publishers, 1991. 136 p.
- Håkanson L. Sediments as indicator of contamination Investigation in the four largest Swedish lakes. Uppsala: SNN RM 835/NLU Rapport 92, 1977. 27 p.
- Håkanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control – a sedimentological approach // *Water Res.* 1980. Vol.14. P. 975-1001.
- Håkanson L. Sediment sampling in different aquatic environments: Statistical aspects // *Water Resour. Resear.* 1984. Vol.20, № 1. P. 41-46.
- Håkanson L. Principles of lake sedimentology / L.Håkanson, M.Jansson. Berlin: Springer-Verlag, 1983. 316 p.
- Johansson K. Heavy metals in Swedish forest lakes-factors influencing the distribution in sediments: Doct. diss. Uppsala University, Sweden, 1988.
- Kashulin N.A. Impact of airborne pollution on the drainage area of subarctic lakes and fish / N.A.Kashulin et al. // *Chemosphere*. 2001. Vol.42, № 1. P. 51-59.
- Kashulin N.A. Catalogue of lakes in the Russian, Finnish and Norwegian Border Area / N.A.Kashulin et al. Jyvaskyla, Finland: Kopijyva Oy, 2008. 313 p.
- Lukin A. Assessment of copper-nickel industry impact on a subarctic lake ecosystem / A.Lukin et al. // *Sci. Tot. Environ.* 2003. Vol.306. P. 73-83.
- Melnikov S.A. Report on heavy metals // State of the Arctic Environment. Rovaniemi: Arctic Centre Publications, 1991. P. 82-153.
- Megar S.A. Polluted precipitation and the geochronology of mercury deposition in lake sediments of Norther Minnesota // *Water, Air, Soil Pollut.* 1986. Vol.30. P. 411-419.
- Miller E.K., Fridland A.J. Lead migration in forest soil. Response to changing atmospheric inputs // *Environ. Sci. Technol.* 1994. Vol.28. P. 662-672.
- Moiseenko T. Pasvik River Watercourse, Barents Region: Pollution Impacts and Ecological Responses: [Investigations in 1993] / T.Moiseenko et al. Oslo: NIVA-report OR-3118. 1994. 87 p.
- Moiseenko T.I. Airborne contaminants by heavy metals and aluminium in the freshwater ecosystems of the Kola subarctic region (Russia) / T.I.Moiseenko et al. // *Sci. Tot. Environ.* 1995. Vol.160/161. P. 715-727.
- Mudroch A. Summary of surface and background concentrations of selected elements in the Great Lakes sediments / A.Mudroch et al. // *Great Lakes Res.* 1988. Vol.14, № 2. P. 241-251.
- Norton S.A. Atmospheric deposition in Norway during the last 300 years as recorded in SNSF lake sediments: I. Sediment dating and chemical stratigraphy / S.A.Norton, C.T.Hess // *Proc. Intern. Ecol. Impact of Acidic Precipitation, SNSF-project, Sandefjorden, Norway*, 1980. P. 274-275.
- Norton S.A. The history of atmospheric deposition of Cd, Hg and Pb in North America: Evidence from lake and peat bog sediments / S.A.Norton et al. // *Sources, Deposition and Capony Interactions. V. III, Acidic Precipitation* / S.E.Lindberg et al. (Eds.). New York: Springer-Verlag, 1990. P. 73-101.

- Norton S.A. Trace metal pollution in eastern Finnmark, Norway, as evidenced by studies of lake sediments / S.A.Norton et al. Oslo: SFT-report 487/92, 1992. 42 p.
- Norton S.A. Trace metal pollution in eastern Finnmark, Norway and Kola Peninsula, Northeastern Russia as evidences by studies of lake sediment / S.A.Norton et al. // NIVA-Report 41/1996, Oslo. 1996. 18 p.
- Nriagu J.O. Deposition and chemistry of pollutant metals in lakes around the smelter at Sudbury, Ontario / J.O.Nriagu et al. // Environ. Sci. Technol. 1982. Vol.16. P. 551-560.
- Pacyna J.M., Pacyna E.G. An assessment of global and regional emissions of trace elements to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide / J.M.Pacyna, E.G.Pacyna // Environ. Rev. 2001. Vol.4. P. 269-298.
- Rada R.G. Recent increases in atmospheric deposition of mercury to North Central Wisconsin lakes inferred from sediment analyses / R.G.Rada et al. // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1989. Vol.18. P. 175-181.
- Palmer G.R. Elemental analysis of lake sediment from Sudbury, Canada, using particle-induced X-ray emission / G.R.Palmer et al. // Sci. Tot. Environ. 1989. Vol.87/88. P. 141-156.
- Reimann C. Lake water geochemistry on the western Kola Peninsula, North-West Russia / C.Reimann et al. // Appl. Geochem. 1999. Vol.14. P. 787-805.
- Rekolainen S. The effect of airborne mercury and peatland drainage on sediment mercury content in some Finnish forest lakes / S.Rekolainen et al. // Helsinki: National Board of Water. 1986. Vol.65. P. 11-21.
- Renberg I. Pre-industrial atmospheric lead contamination detected in Swedish lake sediments / I.Renberg et al. // Nature. 1994. Vol.368. P. 323-326.
- Rognerud S. Kvikksolv i Mjosa's sedimenter. Oslo: NIVA-rapport 0-82105. 1985. 47 p.
- Rognerud S. Sedimentundersøkelser i Pasvikela høsten 1989. Oslo: NIVA-Rapport 401/90. 1990. 10 p.
- Rognerud S. Heavy metal pollution in lake sediments in the border areas between Russia and Norway / S.Rognerud et al. Oslo: NIVA-Report 522/ 93. 1993. 18 p.
- Rognerud S. Regional survey of heavy metals in lake sediments in Norway / S.Rognerud et al. // AMBIO. 1993. Vol.22, № 4. P. 206-212.
- Rognerud S. Concentrations of trace elements in recent and preindustrial sediments from Norwegian and Russian Arctic lakes / S.Rognerud et al. // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1998. Vol.55. P. 1512-1523.
- Semkin R.G., Kramer J.R. Sediment geochemistry of Sudbury area lakes // Can. Mineral. 1976. Vol.14. P. 73-90.
- Skogheim O.K. Rapport fra Arungenprosjektet. Oslo: As-NLH, Nr. 2. 1979. 7 p.
- State of the environment in the Norwegian, Finnish and Russian border area / Eds. K.Stebel, G.Chritinsen, J.Derome, I.Crekela // The Finnish Environment. 2007. № 6. 98 p.
- Traaen T.S. Acidification of surface waters, nickel and copper in water and lake sediments in the Russian-Norwegian border areas / T.S.Traaen et al.; Working Group for Water and Environmental Problems under the Norwegian-Soviet Environmental Protection Commission. Oslo; Apatity, 1991. 20 p.
- Tenhola M. Regional distribution of zinc in lake sediments from eastern Finland / M.Tenhola, M.Lummaa // Symposium on Economic Geology, Dublin, Ireland, 26-29 August, 1979. P. 67-73.

#### *Сведения об авторах*

**Даувальтер Владимир Андреевич,**

доктор географических наук, главный научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Кашулин Николай Александрович,**  
доктор биологических наук, заведующий лабораторией «Водные экосистемы»  
Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Сандимиров Сергей Степанович,**  
кандидат географических наук, старший научный сотрудник Института проблем  
промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Dauvalter Vladimir Andreyevich,**  
Dr.Sci(Geo), Leading Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola  
Science Centre, Russian Academy of Sciences

**Kashulin Nikalay Alexandrovich,**  
Dr.Sci(Bio), Head of the Water Ecosystem Laboratory of Institute of North Industrial Ecology  
Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

**Sandimirov Sergey Stepanovich,**  
PhD(Geo), Senior Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola  
Science Centre, Russian Academy of Sciences

УДК 502.335; 504.062.2

**С.С.Сандимиров**

## **СОВРЕМЕННОЕ ГИДРОХИМИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОЗЕРНО-РЕЧНОЙ СИСТЕМЫ РЕКИ ПАСВИК (КОЛЬСКИЙ ПОЛУОСТРОВ)**

### **Аннотация**

Статья посвящена закономерностям формирования химического состава озерно-речной системы реки Пасвик под воздействием аэротехногенных нагрузок и геохимических преобразований. Обобщены результаты долговременных и широкомасштабных исследований озерно-речной системы в районе влияния комбината «Печенганикель». Приведены основные гидрохимические характеристики реки Пасвик водосбора Баренцева моря, дающие представление о ее современном состоянии. Рассмотрен вклад природных и антропогенных факторов, определяющих процессы формирования химического состава вод. Дано представление о пространственной изменчивости химического состава вод р.Пасвик.

### **Ключевые слова:**

*реки, гидрохимия, аэротехногенное загрязнение.*

**S.S.Sandimirov**

## **THE MODERN HYDROCHEMICAL STATE OF THE LAKE-RIVER SYSTEM OF THE PASVIK RIVER (THE KOLA PENINSULA)**

### **Abstract**

The article is devoted to the Pasvik lake-river system chemical composition formation patterns under the aerotechnogenic influence and geochemical watershed transformations. The results of long-term and large-scale hydrochemical investigations of the ecosystem in the Pechenganickel nickel-copper smelters impact area have been summarized. The main hydro-chemical characteristics of Pasvik River (the Barents Sea catchment area) are presented. The role of different natural and anthropogenic factors determining the water hydrochemical composition formation processes have been analyzed. Spatial variability of the chemical composition along the lake-river Pasvik system is presented.

### **Key words:**

*rivers, hydrochemistry, aerotechnogenic pollution.*

## Введение

В последние годы проблема антропогенной изменчивости природных систем наиболее остро стоит перед человечеством. Больше всего от деятельности человека страдают пресноводные экосистемы. Стоки промышленных производств, коммунального и сельского хозяйства, аэротехногенные выпадения привели к изменению геохимических циклов на водосборной площади и гидрохимического режима внутри водоемов, появлению токсичных компонентов в водной среде, что, в конечном счете, ведет к нарушению структуры и функционирования водных сообществ, снижению их биоразнообразия. Познание законов антропогенной изменчивости водных экосистем, выявление факторов, условий и направлений развития негативных процессов в водной среде, способности экосистем к восстановлению при снижении антропогенных нагрузок являются актуальной задачей современных исследований, научной основой для прогнозирования и ограничения антропогенных воздействий.

В настоящее время в той или иной степени антропогенным изменениям подвержено большинство крупных рек. Освоение минерально-сырьевых ресурсов привело к концентрации производства на приграничных территориях России и Норвегии и высокой антропогенной нагрузке на водные системы. Широко известно, что арктические экосистемы являются чрезвычайно уязвимыми к любым антропогенным воздействиям в силу низкого уровня масс- и энергообмена в холодных широтах, ограниченного видового состава и коротких пищевых цепей, что приводит к быстрому развитию деградиционных процессов (Moiseenko et al., 1994; Моисеенко и др., 1996).

Данная территория подвергается серьезному антропогенному влиянию, в том числе вследствие деятельности комбината «Печенганикель». Водная система реки Пасвик подвергается прямым сбросам загрязняющих веществ с предприятий металлургической и плавильной промышленности, а также поступлением их с атмосферными выпадениями (Ежегодник качества ..., 1984-1991; Раткин, 1994). Загрязненные сточные воды комбината и сопутствующих производств сбрасываются в реку Колос-йоки и озеро Куэтсьярви, которые расположены в нижнем течении реки Пасвик. Общий объем сточных вод в 2008 г. составил 5.1 млн м<sup>3</sup>. К основным загрязняющим веществам относятся соединения серы и тяжелых металлов (Ni, Cu, Cd, Cr, Zn, As, Hg и др.), полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) и стойкие органические загрязнители (СОЗ).

Несмотря на то, что выбросы SO<sub>2</sub> сократились почти на 75%, по сравнению с 1980-ми гг., их уровень все равно высок. Например, в 2007 г. комбинат выбросил 107.2 тыс. т SO<sub>2</sub>. В 1977 г. годовые выбросы Ni и Cu составили 539 и 323 т соответственно, в 1992 г. они сократились до 295 и 175 т соответственно. Начиная с 1992 г. выбросы меди остаются практически постоянными, а выбросы никеля немного повысились. В 2007 г. выбросы никеля составляли 349 т, а меди – 179.6 т.

Институт проблем промышленной экологии Севера совместно с зарубежными коллегами ведет многолетние углубленные исследования антропогенной изменчивости экосистемы реки Пасвик, включая изучение качества вод и донных отложений, сообществ флоры и фауны. В работе обобщены обширные материалы исследований качества поверхностных вод на реке Пасвик (Amundsen et al., 2004, 2006; State of the Environment ..., 2007; Kashulin et al., 2008; Кашулин и др., 2009). Это один из водотоков на Кольском п-ове, по которому имеются многолетние ряды наблюдений по основным звеньям водной экосистемы, позволяющие проследить ее антропогенную динамику в определенные временные интервалы.

**Физико-географическая характеристика.** Одна из самых крупных водных систем на приграничных территориях России, Норвегии и Финляндии – водная система Инари – Пасвик. Водосбор Инари – Пасвик является основной пресноводной системой в регионе, его водосборная площадь – 20890 км<sup>2</sup>, из которой 69.8% приходится на территорию Финляндии, 25.2% – России, 5% – Норвегии (Каталог рек ..., 1962 ; Holtan, Pasvilelva, 1976). Общая длина реки – 166.6 км, относительный перепад отметок от оз.Инари до г.Киркенеса (Норвегия) – 70 м. Влияние приливов распространяется до Борисоглебска (около 3.5 км от Баренцева моря). Средний расход реки равен 196 м<sup>3</sup>/с около пос.Скогфосс (Норвегия), что составляет в среднем 6.18 км<sup>3</sup> в год. Система берет начало в Финляндии, протекает по небольшому участку территории России, а затем образует границу между Россией и Норвегией на протяжении 120 км. Данный водораздел имеет большое природное значение и обладает богатыми природными ресурсами. Он представляет собой субарктическую систему с большим биоразнообразием водных организмов. Рыбные ресурсы, которым свойственна высокая производительность, используются в промышленной добыче, натуральном рыбном хозяйстве, а также рекреационном рыболовстве. На берегах реки интенсивно развивается сельское хозяйство. Пасвик на большей части является мелководной, относительно прогреваемой рекой, имеет множество заливов. В нижнем течении принимает промышленные и коммунальные стоки, которые первоначально сбрасываются в небольшое придаточное оз.Куэтсьярви.

До строительства на реке Пасвик пяти российских (1950-1970 гг.) и двух норвежских ГЭС (1964-1978 гг.) она представляла собой ряд больших и глубоких озер, соединенных протоками шириной от 85 до 200 м, на которых имелись пороги и водопады. В настоящее время – это каскад водохранилищ, соединенных между собой небольшими участками реки. Средняя скорость течения на реке ранее составляла приблизительно 1.1 м/с.

## **Материалы и методы**

Отбор гидрохимических проб воды проводился на р.Пасвик длительное время – с 2002 по 2009 гг. Сетка отбора проб определена таким образом, чтобы наиболее полно охватить все районы. Комплексные исследования на озерно-речной системе включали 11 станций на всем протяжении реки (рис.1). Станции мониторинга качества поверхностных вод на р.Пасвик расположены по течению реки, начиная с пос.Раякоски в России и заканчивая плесом Скрюккебукта в Норвегии. Также станции отбора проб располагаются и вблизи источника загрязнений – комбината «Печенганикель»: это станция на протоке между оз.Куэтсьярви и р.Пасвик (Сальмиярви), расположенная ниже по течению от комбината.

Пробы воды на полный анализ отбирались пластиковым батометром объемом 2.2 литра с поверхностного и придонного горизонтов в различные гидрологические сезоны. В полевых и лабораторных условиях выполнялось определение температуры воды на стандартных горизонтах, рН, содержания кислорода, электропроводности, содержания основных ионов, биогенных элементов, органического вещества и тяжелых металлов.



Рис.1. Схема отбора проб поверхностных вод на реке Пасвик в 2002-2009 гг.

## Результаты и обсуждения

**Минерализация и pH.** Воды реки Пасвик относятся к нейтральным водам, изменяясь в течение всего периода наблюдений в пределах 6.17-7.18 и составляя в среднем 6.88 ед. Также нейтральными являются воды озера Куэтсьярви (pH 6.82-7.34). Каких-либо закономерностей изменения водородного показателя по течению реки и по сезонам не наблюдается (рис.2).

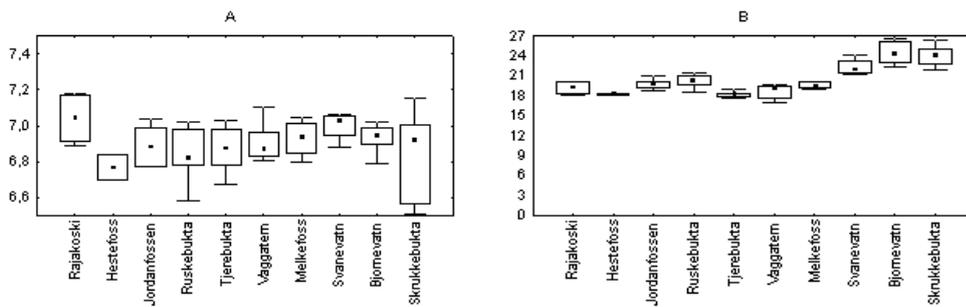


Рис.2. Максимальные, минимальные и среднегодовые значения pH (A) и общей минерализации (B) (мг/л) в р.Пасвик

Природная минерализация вод (13.8-20.9 мг/л), характерная для большинства водоемов Кольского п-ова, отмечается в верхнем течении реки Пасвик (рис.2), что соответствует данным, полученным и на начальном этапе исследований в 1980-1990-е годы. Наиболее высокая общая минерализация в р.Пасвик наблюдается в поверхностных слоях плеса Бьерневатн (24.5 мг/л), что обусловлено сбросом сточных вод промышленных предприятий в озеро Куэтсъярви и дальнейшим их поступлением через небольшую протоку в реку. В стоке из оз.Куэтсъярви общая минерализация составляет в среднем 68.5 мг/л, незначительно изменяясь по всей акватории озера.

Воды р.Пасвик на всем протяжении соответствуют природному для вод Кольского Севера порядку распределения главных ионов:  $\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$ ;  $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$  и относятся к классу гидрокарбонатов. Сопоставление содержания катионов показывает, что на всех станциях отбора проб преобладающим катионом является кальций, составляя 43-52% в катионном составе (рис.3). Содержание сульфатов в воде напрямую связано с деятельностью комбината «Печенганикель». В верхнем течении р.Пасвик в анионном составе сульфаты составляют 14-20%, а в нижнем – 22-26% в течение и летнего и осеннего периодов (рис.3). Также надо отметить, что на протяжении последних лет с 2002 по 2009 гг. это соотношение остается на постоянном уровне, изменяясь в отдельные годы в среднем на 4-5%. В 1990-х гг. в верхнем течении сульфаты составляли до 18%, а в нижнем – до 30% в анионном составе. В оз.Куэтсъярви на всей акватории в анионном составе сульфаты составляют более 57% за счет поступления сточных вод комбината «Печенганикель».

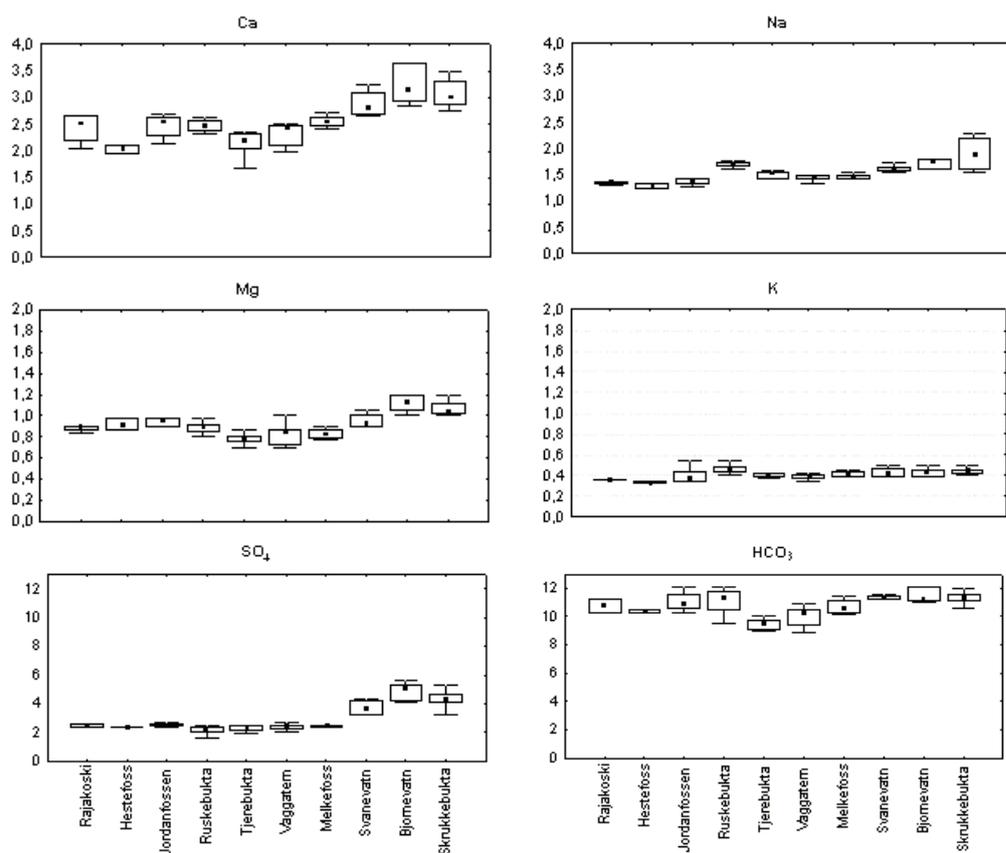


Рис.3. Ионный состав р.Пасвик, мг/л

**Биогенные элементы.** Анализ данных по содержанию общего фосфора в р.Пасвик показывает, что в настоящее время содержание этого элемента соответствует природному во всех районах исследования, кроме плеса Рускебукта, расположенного в среднем течении реки (рис.4). В этом плесе средневзвешенная по глубине концентрация фосфора составляет 20-25 мкгP/л (в среднем 25 мкгP/л) во все периоды исследования. Содержание фосфора в этом относительно мелком плесе (средние глубины не превышают 3-4 м, максимальная глубина – 15 м) в значительной степени определяется уровнем развития продукционных процессов, которые, по нашим наблюдениям, находятся на постоянном уровне. За период исследований концентрация общего фосфора в придонных и поверхностных слоях р.Пасвик изменялась в пределах 3-39 мкгP/л, составляя в среднем 11 мкгP/л. Содержание общего фосфора в оз.Куэтсъярви изменяется в пределах 4-31 мкгP/л, составляя в среднем 17 мкгP/л.

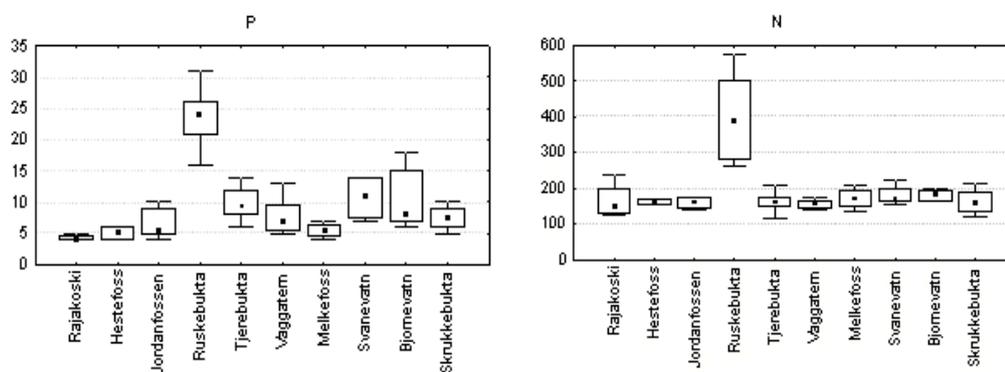


Рис.4. Максимальное, минимальное и среднегодовое содержание биогенных элементов в р.Пасвик, мкг/л

Для олиготрофных водоемов содержание общего азота находится обычно в пределах 300-700 мкгN/л. Концентрация общего азота в р.Пасвик изменяется в пределах 116-574 мкгN/л, составляя в среднем 209 мкгN/л. За последние годы произошло увеличение средней концентрации общего азота на всей акватории р.Пасвик, которая ранее составляла 173 мкгN/л. В настоящее время максимальные значения общего азота наблюдаются в плесе Рускебукта: 266-279 мкгN/л – в период весеннего половодья, 260-574 мкгN/л – в осенний период. В остальных районах реки среднее содержание общего азота составляет 167 мкгN/л (рис.4).

**Органическое вещество.** Для р.Пасвик характерна достаточно постоянная, мало изменяющаяся по акватории величина перманганатной окисляемости (1.2-6.6 мг/л). Среднее содержание органического вещества в период исследований составляет 4.7 мг/л (рис.5). Сезонных изменений в содержании органического вещества обнаружено не было. За весь период исследований содержание органического вещества на станциях отбора проб в различные годы то увеличивалось, то уменьшалось на 1-2 мг/л. В настоящее время его содержание на всем протяжении р.Пасвик сохраняется на уровне 1990-х гг.

Цветность вод имеет достаточно низкие значения (9-23°Pt), составляя в среднем 15°Pt. Более высокие значения наблюдаются в летний период.

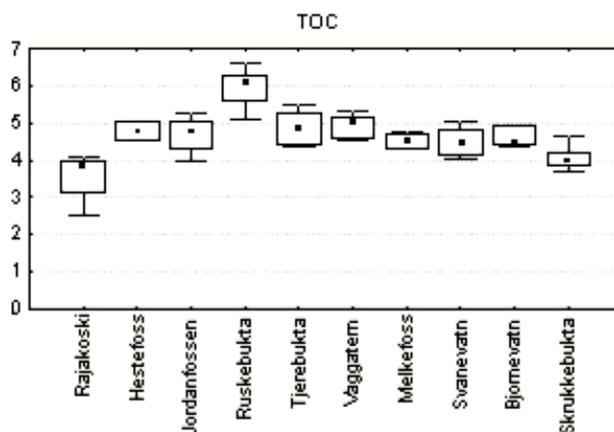


Рис.5. Максимальное, минимальное и среднегодовое содержание органического вещества в р.Пасвик, мг/л

**Металлы.** Поступление сточных вод промышленных предприятий, содержащих значительные количества загрязняющих веществ, привело к тому, что в настоящее время концентрация этих элементов в нижнем течении р.Пасвик превышает принятые условно-фоновые значения.

*Никель и медь* являются основными компонентами сточных вод медно-никелевого комбината «Печенганикель». Сточные воды этого предприятия поступают в оз.Куэтсьярви, которое расположено в нижнем течении р.Пасвик. Отсюда загрязняющие вещества течением распространяются дальше по акватории реки.

Принятые в России предельные концентрации по Ni для рыбохозяйственных водоемов – 10 мкг/л. Наиболее высокие концентрации этого элемента в р.Пасвик наблюдаются в придонных слоях плесов Бьерневатн и Скруккеbukта (до 27.6 и 13.8 мкг/л соответственно). Данное отличие обусловлено тем, что оба района исследований находятся на незначительном расстоянии друг от друга ниже впадения стока из оз.Куэтсьярви. Более высокие значения в весенний период обусловлены поступлением загрязняющих веществ с талыми водами во время половодья. В верхнем течении р.Пасвик содержание Ni в настоящее время изменяется в пределах 0.2-11.8 мкг/л (рис.6), составляя в среднем 1.5 мкг/л, что ниже ПДК<sub>рбхз</sub>. Содержание Ni в стоке из оз.Куэтсьярви изменяется в пределах 77-180 мкг/л, составляя в среднем 115 мкг/л.

Средняя концентрация Cu в р.Пасвик превышает ПДК<sub>рбхз</sub> (1 мкг/л). В период исследований в различных районах реки концентрация Cu изменялась от 0.4 до 5.4 мкг/л, составляя в среднем 1.8 мкг/л (рис.6). Содержание Cu в стоке из оз.Куэтсьярви изменяется в пределах 6.3-18.1 мкг/л, составляя в среднем 9.8 мкг/л. За счет аэротехногенного переноса концентрации Cu на остальной акватории озера отличаются незначительно.

*Алюминий и железо* поступают в водоем в составе сточных вод промышленных предприятий и хозяйственно-бытовых стоков. В настоящее время высокие концентрации Al в р.Пасвик наблюдаются в плесах Сванватн и Тьеревукта (в среднем 80 и 70 мкг/л соответственно), что почти в 2 раза превышает средние концентрации на остальной акватории реки (44 мкг/л) (рис.6). В осенний период распределение Al по акватории р.Пасвик и оз.Куэтсьярви более равномерное и сравнимо с условно-фоновыми значениями для Кольского Севера (40 мкг/л).

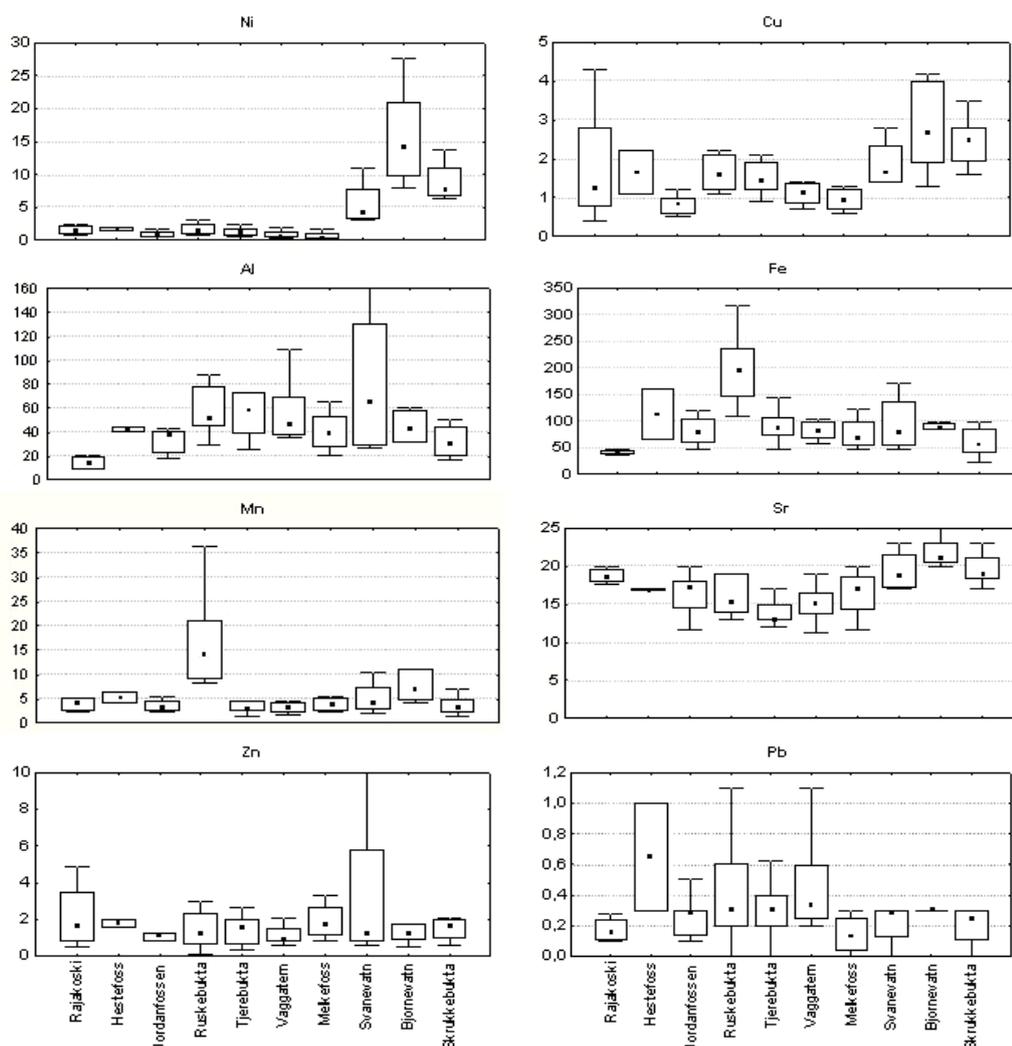


Рис.6. Максимальное, минимальное и среднегодовое содержание металлов в р.Пасвик, мкг/л

Содержание Fe в воде различается по течению р.Пасвик (рис.6). Концентрации Fe в воде на уровне среднего значения 80 мкг/л отмечены на всем протяжении реки по русловому потоку. В плесовом участке Рускеbukта концентрации Fe в весенний период превышают установленные для России ПДК<sub>рбхз</sub> (100 мкг/л) за счет значительного поступления Fe с водосборной площади (до 900 мкг/л). В осенний период распределение Fe по акватории выравнивается (в среднем 73 мкг/л), за исключением плеса Рускеbukта (до 316 мкг/л в придонном горизонте).

Среднегодовое содержание марганца и стронция в р.Пасвик находится на уровне 7.8 и 17 мкг/л соответственно (рис.6). Наибольшие концентрации Mn наблюдаются в придонных слоях плеса Рускеbukта: до 72 мкг/л в период весеннего половодья, до 36 мкг/л в осенний период. На остальной акватории реки концентрации Mn составляют в среднем 6.1 мкг/л – в период весеннего половодья и 4.2 мкг/л – в осенний период. Содержание Mn в стоке из оз.Куэтсьярви изменяется в пределах 9.9-52 мкг/л, составляя в среднем 28.3 мкг/л.

Среднегодовое содержание Sr в р.Пасвик невелико (17 мкг/л) и равномерно распределено по всей реке от 11 до 25 мкг/л, незначительно повышаясь по направлению течения. Содержание Sr в стоке из оз.Куэтсъярви изменяется в пределах 42-75 мкг/л, составляя в среднем 60 мкг/л.

Содержание таких элементов, как Co, Zn, Pb, Cr и Cd, незначительно и не превышает ПДК<sub>рбхз</sub> (рис.6).

При исследовании гидрохимических свойств факторным анализом выявлен один генеральный фактор 1 с большим количеством значимых нагрузок, влияющих на формирование химического состава поверхностных вод, который связан с региональной антропогенной нагрузкой (табл.). По преобладающему большинству элементов (электропроводность, ионный состав, никель, стронций) отмечаются высокие коэффициенты в факторной модели, и вклад основного фактора в формирование качества вод имеет незначительное преимущество (27.9%). Этим фактором является деятельность комбината «Печенганикель», расположенного на территории водосбора р.Пасвик. Фактор 2 обусловлен природными процессами обогащения вод веществами гумусовой природы и определяется распространением торфянистых и болотных почв на территории водосбора р.Пасвик. В различных районах реки отмечаются повышенные значения цветности вод, биогенных элементов и органического вещества, алюминия и железа, связанного с содержанием органического вещества. Влияние фактора 2 на формирование гидрохимического режима водных объектов меньше 17.5%.

Факторная модель химического состава поверхностных вод

Параметры	Фактор 1	Фактор 2	Параметры	Фактор 1	Фактор 2
pH	-0.073	-0.365	Color	-0.151	0.200
Cond20	<b>0.914</b>	0.217	TOC	-0.438	<b>0.689</b>
NH <sub>4</sub>	-0.238	0.650	Si	0.411	-0.508
Ca	<b>0.888</b>	0.145	Al	-0.341	0.391
Mg	<b>0.881</b>	0.116	Fe	-0.165	<b>0.638</b>
Na	<b>0.689</b>	0.455	Cu	0.343	0.320
K	0.331	<b>0.702</b>	Ni	<b>0.672</b>	0.179
HCO <sub>3</sub>	<b>0.646</b>	0.067	Co	0.003	-0.066
SO <sub>4</sub>	<b>0.905</b>	-0.061	Zn	0.094	0.157
Cl	0.598	0.455	Mn	-0.062	<b>0.699</b>
NO <sub>3</sub>	0.647	-0.030	Sr	<b>0.715</b>	-0.052
N	-0.192	<b>0.790</b>	Pb	-0.194	0.171
PO <sub>4</sub>	0.159	0.271	Cr	-0.129	0.282
P	-0.189	<b>0.873</b>	Cd	0.068	-0.048

### Выводы

В современный период уровень выбросов SO<sub>2</sub> на 75% ниже, чем в 1980-1990-е гг., но значения выбросов все еще значительно высоки. Средние концентрации SO<sub>2</sub> в окружающем воздухе связаны с общим сокращением его годовых выбросов, хотя в районе Никеля концентрации SO<sub>2</sub> в три раза выше, чем предельное значение. В самой водной системе и в настоящее время содержание сульфатов остается на высоком уровне, изменяясь в отдельные годы в среднем на 4-5%.

В Никеле (Россия) значение pH в осадках близко к 6, что определенно выше, чем в Норвегии и Финляндии. Объясняется это тем, что диоксид серы, выбрасываемый комбинатом «Печенганикель», не успевает окислиться до сульфата. Повышенные концентрации SO<sub>2</sub> могут также появляться при основном направлении ветра – к северо-востоку от комбината.

Выпадение тяжелых металлов на водосбор р.Пасвик связано с выбросами комбината в Никеле и Заполярном. Хотя в последние годы выбросы SO<sub>2</sub> сократились, этот процесс не сопровождался соответствующим сокращением выбросов тяжелых металлов. Выпадение Cu и Ni в течение последних двух лет увеличилось на всех мониторинговых площадках. Выяснение причин данного явления требует более детального изучения на приграничных территориях.

По гидрохимическим параметрам р.Пасвик является олиготрофной системой, имеющей в целом хорошее качество воды. Концентрации ионов и органического вещества относительно низкие, и их пространственное и сезонное распределение, на которое влияют ландшафтные и климатические особенности, близко к естественному. Концентрации биогенных элементов, таких как общий фосфор и общий азот, соответствуют уровням, типичным для олиготрофных систем.

На протяжении данного периода исследований изучалось загрязнение р.Пасвик тяжелыми металлами. На распределение Ni и Cu в поверхностных водах также влияет комбинат «Печенганикель». Наиболее высокие концентрации основных загрязняющих веществ (Cu и Ni) в реке отмечены ниже поступления вод из оз.Куэтсьярви. Максимальными концентрациями Ni и Cu характеризуется оз.Куэтсьярви. Различия в концентрациях Ni вблизи комбината и у истока р.Пасвик были больше, чем соответствующие концентрации Cu. Из этого следует, что данные загрязняющие вещества попадают в реку разными путями. Никель в основном (80%) попадает в реку через выбросы предприятий, а медь (до 90%) переносится на водосборную площадь через воздух, в результате чего образуется ее более равномерное распределение по территории. К тому же присутствие Cu в природных, незагрязненных водах является характерной чертой водоемов Кольского п-ова. Вследствие этого распределение Cu в водотоках становится еще более равномерным.

Антропогенная нагрузка на водосбор р.Пасвик, как следствие, приводит к изменению качества вод в Баренцевом море, что особенно характерно для эстуарной зоны. На протяжении последнего десятилетия поступление тяжелых металлов в Баренцево море уменьшилось. Годовые их значения в современный период составляют: Ni – 76.6 т, Cu – 16.1 т, что свидетельствует о высокой нагрузке на эстуарные системы Баренцева моря.

## Литература

Ежегодник качества поверхностных вод на территории деятельности Мурманского УГКС Госкомгидромета. Мурманск, 1984-1991.

Каталог рек Мурманской области / под ред. Ф.И. Быдина. М.-Л.: Изд. АН СССР, 1962. 212 с.

Кашулин Н.А. Экологический каталог озер Мурманской области. Северо-западная часть Мурманской области и приграничные территории сопредельных стран / Н.А.Кашулин и др. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2009. Ч.1. 226 с.; Ч.2. 262 с.

Моисеенко Т.И. Формирование качества поверхностных вод и донных отложений в условиях антропогенных нагрузок на водосборы арктического бассейна / Т.И.Моисеенко и др. Апатиты, 1996. 264 с.

Раткин Н.Е. Загрязнение воздушного бассейна // Экология и охрана природы Кольского Севера. Апатиты, 1994. С. 146-155.

Amundsen P.-A. Brown trout in the Pasvik watercourse: Population status and potentials and limitations for recruitment, production and management / P.A.Amundsen et al. Tromso, 2004. 41 p.

Amundsen P.-A. Environmental monitoring of fish communities in the Paz watercourse / P.-A.Amundsen et al. // Современные экологические проблемы Севера (к 100-летию со дня рождения О.И.Семенова-Тян-Шаньского): материалы конф. (Апатиты, 10-12 октября). Апатиты: Изд. КНЦ РАН, Ч.2. 2006. С. 213-217.

Holtan H. En orienterende undersokelse / H.Holtan, B.P.Pasvikelva; Norsk institutt for vannforskning // NIVA-rapport, 0-68/75. 1976.

Kashulin N.A. Catalogue of Lakes in the Russian, Finnish and Norwegian Border Area / N.A.Kashulin et al. Kopijyvä Oy, Jyväskylä, 2008. 142 p.

Moiseenko T.T. Pasvik River Watercourse, Barents Region: Pollution Impacts and Ecological Responses / T.T.Moiseenko et al. // INEP-NIVA-REPORT. Oslo, 1994. 87 p.

State of the Environment in the Norwegian, Finnish and Russian Border Area / K.Stebel, G.Christensen, J.Derome, I.Grekela (ed.) // Finnish Environment. 2007. Vol.98.

#### *Сведения об авторе*

**Сандимиров Сергей Степанович,**

кандидат географических наук, старший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Sandimirov Sergey Stepanovich,**

PhD(Geo), Senior Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

УДК 551.58

**В.И.Демин**

## **ОСНОВНЫЕ КЛИМАТИЧЕСКИЕ ТЕНДЕНЦИИ НА КОЛЬСКОМ ПОЛУОСТРОВЕ ЗА ПЕРИОД ИНСТРУМЕНТАЛЬНЫХ МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИХ ИЗМЕРЕНИЙ**

### **Аннотация**

Рассмотрены основные климатические тенденции на Кольском п-ове за период инструментальных метеорологических наблюдений. Показан вековой тренд к потеплению, наблюдаемый с конца XIX века. Однако процесс потепления носит неоднозначный характер. Потепление 1920-1930-х гг. сменилось похолоданием 1950-1970-х гг., а современное потепление началось примерно со второй половины 1980-х гг. и проявляется в изменениях как среднегодовой температуры, так и среднесезонных температур. На всей территории области, включая горные районы, наблюдается значительное подобие картин межгодовых вариаций температуры воздуха, что указывает на единый механизм наблюдаемых изменений. Анализ долговременных изменений осадков представляет сложную задачу из-за неоднородности рядов вследствие смены методики измерения и смены измерительных приборов. Существенных изменений количества осадков за последние десятилетия на равнинной территории нет. С большей или меньшей уверенностью можно говорить лишь о небольшом вековом повышении годовой суммы осадков. Однако устойчивых тенденций к усилению засушливости или увлажненности климата не отмечается. Диапазон изменений сумм осадков в горных районах более широкий за счет вариаций орографической составляющей поля осадков.

### **Ключевые слова:**

*климат, изменение климата, Мурманская область.*

V.I.Demin

## GENERAL CLIMATIC TENDENCIES ON THE KOLA PENINSULA DURING THE METEOROLOGICAL MEASUREMENTS PERIOD

### Abstract

The principal climatic tendencies on the Kola Peninsula during the period of meteorological measurements are considered. The long warming trend, observed from the end of the 19<sup>th</sup> century is shown. However this process is ambiguous. The warming period of 1920-1930s was followed by a period of air cooling between the 1950s and the 1970s. The modern warming began from the second half of the 1980s and manifests itself as an increase of annual and seasonal temperatures. The temperature variations at the various places (mountain regions places inclusive) on the Kola Peninsula are similar the mountain regions. This suggests a unified mechanism for observed changes. Analysis of long-term tendencies of precipitation is connected with difficulties because of heterogeneity which is caused by changes of measurement techniques and instruments. Over the past several decades statistically significant changes of precipitation amount on the plains are not observed. The small long-term increase of annual amount of precipitation was found with some degree of certainty. Nevertheless, the stable tendencies for the aridization or humidization of the climate have not been recorded. Precipitation amount in the mountain regions varies over more wide limits because of fluctuations of their orographic contribution.

### Key words:

*climate, climate changes, the Murmansk region.*

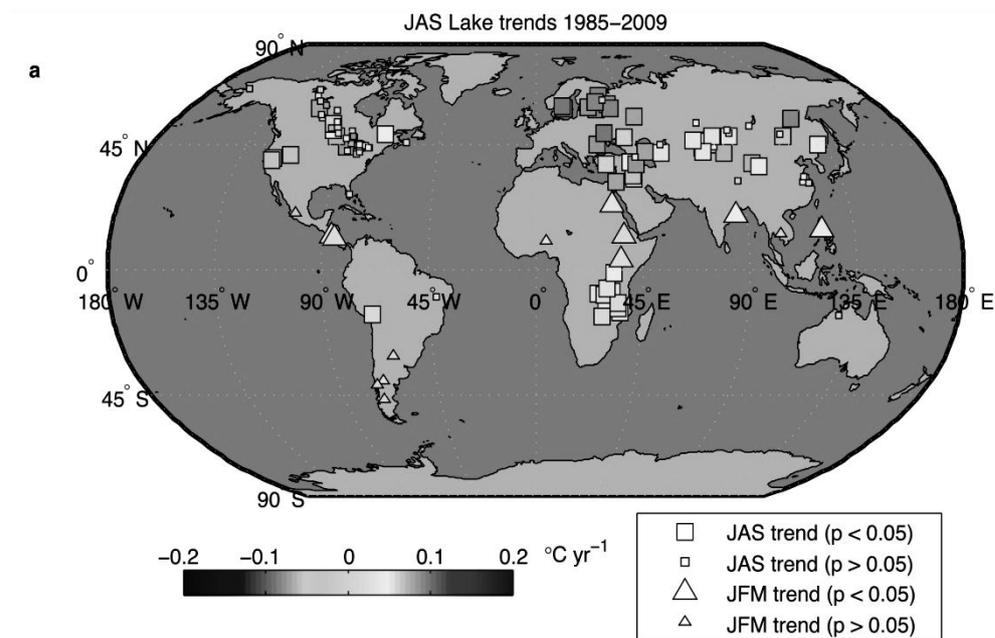
### Введение

Изменения климата в последние годы являются предметом пристального изучения большого числа исследовательских групп, так как возможные экологические и социально-экономические последствия изменений климата могут оказаться чрезвычайно серьезными. В отношении задач гидроэкологии это можно продемонстрировать уже наблюдаемым откликом физических характеристик водных объектов на современное потепление. Так, например, по данным, полученным со спутников NASA, оценивавших в летние месяцы температуру поверхности 167 озер, площадь которых составляет не менее 500 км<sup>2</sup>, их температура с 1985 г. возросла примерно на 1.1 °С или в среднем на 0.45 °С каждые 10 лет (рис. 1), причем наибольшее повышение наблюдалось в умеренных и высоких широтах (Schneider, Hook, 2000). Между тем такие и даже меньшие изменения температуры уже имеют большое значение для озерных экосистем, например, тем, что вызывают бурное «цветение» водорослей или способствуют появлению в экосистеме новых видов.

Необходимость обсуждения проблемы климата обусловлена еще и обязательным использованием климатических характеристик при географическом описании изучаемого региона. Однако последние исследования по климату РФ в виде серии региональных «Справочников по климату СССР» относятся к 1970-м гг. и основываются на данных наблюдений, полученных, в лучшем случае, до 1960 г. Несмотря на то, что подобные издания по-прежнему широко используются в научной работе, в том числе для задач районирования, представленные в нем климатические характеристики за прошедший период существенно изменились.

Цель данной работы – показать основные тенденции изменений климата на Кольском п-ове за период инструментальных метеорологических измерений.

В работе использованы результаты наблюдений на метеорологических станциях Мурманской области, представленных в базе данных ВНИИ Гидрометеорологической информации и Европейского климатического центра, а также данные Центра лавинной безопасности ОАО «Апатит».



*Рис.1. Изменение ночной температуры поверхности озер в июле-сентябре 1985-2009 гг. по спутниковым данным*

### Изменение термического режима

Для оценки состояния современного климата Всемирной метеорологической организацией рекомендован в качестве базового период 1961-1990 гг. Так как минимальный интервал, необходимый для выявления долговременных тенденций температуры на Кольском п-ове, составляет примерно 20-25 лет (Демин, 2010а), то судить о современных изменениях климата лучше не по коэффициентам в уравнениях соответствующих трендов, а путем сравнения средних многолетних значений за последние 20 лет (с 1991 по 2010 гг.) с нормами, вычисленными для периода 1961-1990 гг. Представленные в табл.1 данные об изменениях термических ресурсов ряда станций наглядно иллюстрируют масштаб потепления последнего 50-летнего интервала.

Несмотря на то, что 20-летний интервал считается коротким для получения устойчивых характеристик, общая картина современного изменения климата сводится к потеплению относительно базового периода 1961-1990 гг., которое проявляется как в динамике среднегодовой температуры, так и в изменениях среднесезонных температур (сезоны для Кольского полуострова выделены в соответствии с классификацией, предложенной Б.А.Яковлевым (1961): зима – ноябрь-март, весна – апрель-май, лето – июнь-август, осень – сентябрь-октябрь). Наиболее выражено современное потепление зимой, главным образом в декабре и январе, где увеличение температуры достигает 2 °С, и наименее заметно в летние месяцы. Весеннее потепление нашло свое отражение в более ранних сроках весеннего начала и пиков половодья на реках Мурманской области: тренд даты начала половодья на реках за последние 48 лет составляет 1.8-1.9 дня на каждые 10 лет, а даты пика половодья – на 1.0-2.5 дней/10 лет (Семенов, 2008).

Таблица 1

Изменения среднегодовой и сезонной температуры  
по территории Мурманской области за последние 50 лет

Станция наблюдения	Изменение температуры, °С				
	среднегодов.	зима	весна	лето	осень
Вайда губа	1.3	-4.5	0.7	9.2	4.5
	2.0	-3.5	1.4	9.4	5.1
Мурманск	0.7	1.0	0.7	0.2	0.6
	0.1	-8.5	1.1	10.9	3.8
	0.8	-7.2	1.7	11.1	4.2
Териберка	0.7	1.3	0.6	0.2	0.4
	0.5	-6.5	0.2	9.8	4.3
	1.2	-5.4	0.9	9.9	4.8
Краснощелье	0.7	1.1	0.7	0.1	0.5
	-1.5	-11.6	-0.6	11.1	2.6
	-0.7	-10.0	0.2	11.5	3.2
Каневка	0.8	1.3	0.8	0.4	0.6
	-2.1	-11.6	-1.3	10.4	2.4
	-1.1	-10.4	-0.4	10.8	3.2
Мончегорск	1.0	1.2	0.9	0.4	0.8
	-0.5	-9.9	0.6	11.7	3.4
	0.4	-8.5	1.3	12.3	4.3
Умба	0.9	1.4	0.7	0.6	0.9
	0.3	-9.0	1.3	12.3	4.3
	1.3	-7.5	2.0	12.8	4.9
Кандалакша	1.0	1.5	0.7	0.5	0.6
	-0.2	-10.1	1.4	12.4	3.8
	0.7	-8.6	2.0	12.8	4.2
г.Ловчорр (1091 м, Хибины)	0.9	1.5	0.6	0.4	0.4
	-5.0	-11.9	-5.3	5.3	-2.6
	-4.3	-11.0	-4.9	5.9	-1.9
	0.7	0.9	0.4	0.6	0.7

ПРИМЕЧАНИЕ. Верхняя строка – для периода 1961-1990, средняя – для периода 1990-2010 гг.  
Нижняя – разность. Для Мончегорска, в связи с переносом станции в 1991 г.  
и нарушением однородности, данные скорректированы.

Как видно из табл.1, изменения среднегодовой и сезонной температуры носят порядок градуса и даже десятых долей градуса. Однако они не могут быть игнорированы, что можно продемонстрировать следующим примером. Согласно «Справочнику по климату СССР» (1968), среднегодовая температура воздуха  $t_{cr}$  в г.Мурманске для периода 1881-1960 гг. составляла 0 °С, для периода 1961-1990 гг. – также около 0 °С. В то же время для периода 1991-2010 гг.  $t_{cr}$  уже 0.8 °С, а для последнего десятилетия (2001-2010 гг.)  $t_{cr}$  – +1.1 °С. Если оперировать старыми нормами, то за последние 20 лет положительная аномалия  $t_{cr}$  наблюдалась 18 лет.

О масштабе такого потепления на Кольском п-ове наглядно свидетельствует, в частности, рис.2, из которого следует, что современная среднегодовая температура г.Мурманска примерно соответствуют регионам средней Карелии (Климат России, 2001). Такие изменения, безусловно, должны быть отражены при современных описаниях географических объектов и в задачах прикладной климатологии.

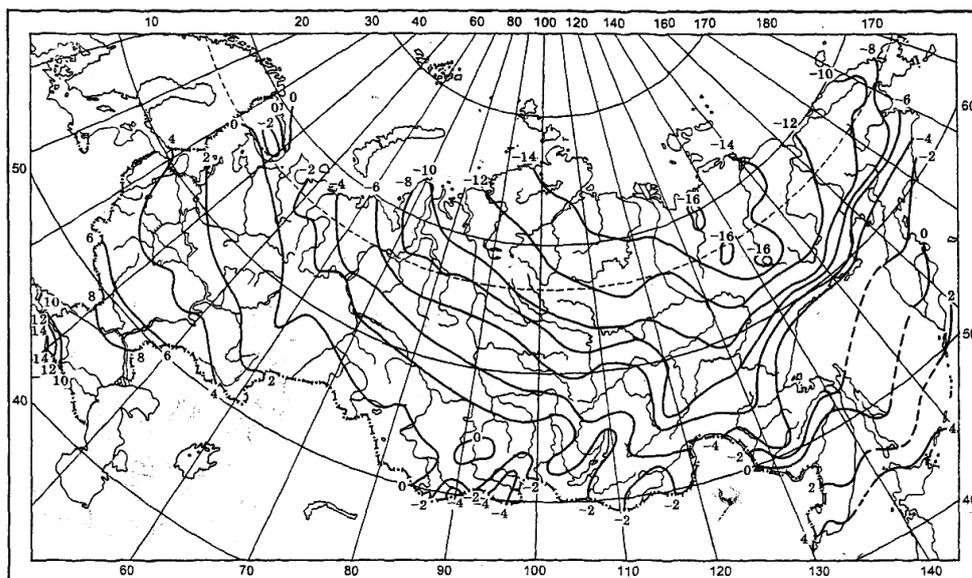


Рис.2. Среднегодовая температура по территории РФ

Для детального рассмотрения структуры произошедших изменений воспользуемся данными измерений в Кандалакше для периода 1961-1990 и 1990-2010 гг. (ряд однороден). На рис.3 представлен годовой ход температуры, полученный осреднением ежедневных данных для периодов 1961-1990 и 1991-2010 гг., который наглядно демонстрирует тенденции к потеплению практически для всего годового интервала. В табл.2 представлены основные показатели, используемые при описании термических ресурсов территории для периодов 1961-1990 и 1991-2010 гг., полученные в соответствии с методикой (Кельчевская, 1971).

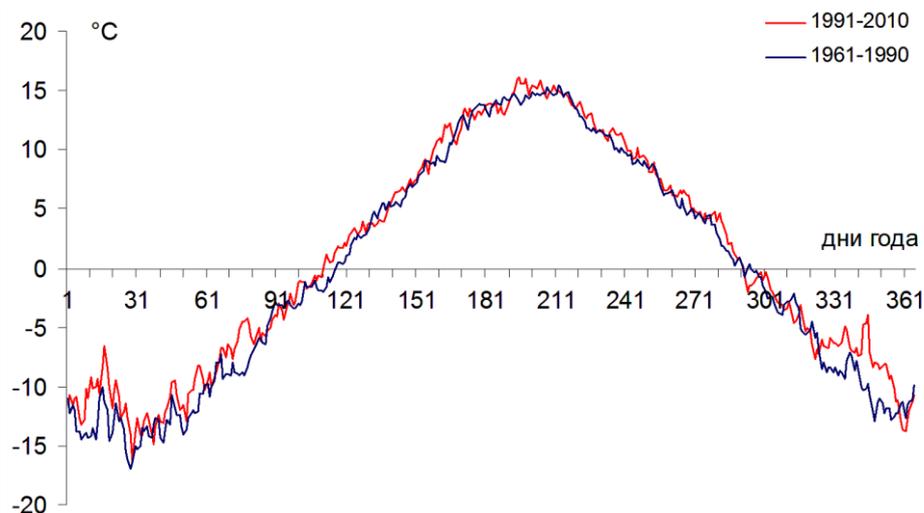


Рис.3. Годовой ход среднесуточной температуры в г.Кандалакша в 1961-1990 и 1991-2010 гг.

Таблица 2

Изменение ряда термических показателей в г.Кандалакша  
за периоды 1961-1990 и 1991-2010 гг.

Показатели	1991-2010 гг.	1961-1990 гг.
$nt>0^{\circ}\text{C}$	178	173
$nt>5^{\circ}\text{C}$	132	128
$nt>10^{\circ}\text{C}$	84	75
$nt>15^{\circ}\text{C}$	12	-
$\sum t>0^{\circ}\text{C}$	1603	1525
$\sum t>5^{\circ}\text{C}$	1463	1396
$\sum t>10^{\circ}\text{C}$	1105	988
$\sum t>15^{\circ}\text{C}$	198	-
$\sum t<0^{\circ}\text{C}$	-1346	-1587

ПРИМЕЧАНИЕ.  $nt>0^{\circ}\text{C}$ ,  $nt>5^{\circ}\text{C}$ ,  $nt>10^{\circ}\text{C}$ ,  $nt>15^{\circ}\text{C}$  – продолжительность периодов со среднесуточной температурой выше 0, 5, 10 и 15 °С;  $\sum t>0^{\circ}\text{C}$ ,  $\sum t>5^{\circ}\text{C}$ ,  $\sum t>10^{\circ}\text{C}$ ,  $\sum t>15^{\circ}\text{C}$  – суммы температур за соответствующие периоды,  $\sum t<0^{\circ}\text{C}$  – сумма температур за холодное полугодие.

Таким образом, за прошедшие 20 лет наблюдается заметное изменение характеристик термического режима в регионе, по сравнению с периодом 1961-1990 гг. Примечательно появление в Кандалакше периода со среднесуточной температурой выше 15 °С, играющего роль одного из важнейших показателей в агроклиматическом районировании и оценке биопродуктивности климата, но который не проявлялся четко в предыдущие десятилетия и отсутствовал в климатических и агроклиматических справочниках области (Агроклиматический справочник ..., 1961; Агроклиматические ресурсы ..., 1971).

Получить представление о характере долговременных вариаций температуры на Кольском п-ове можно из рис.4, где представлены изменения среднегодовой температуры воздуха на нескольких станциях Кольского п-ова, имеющих длинный период наблюдений.

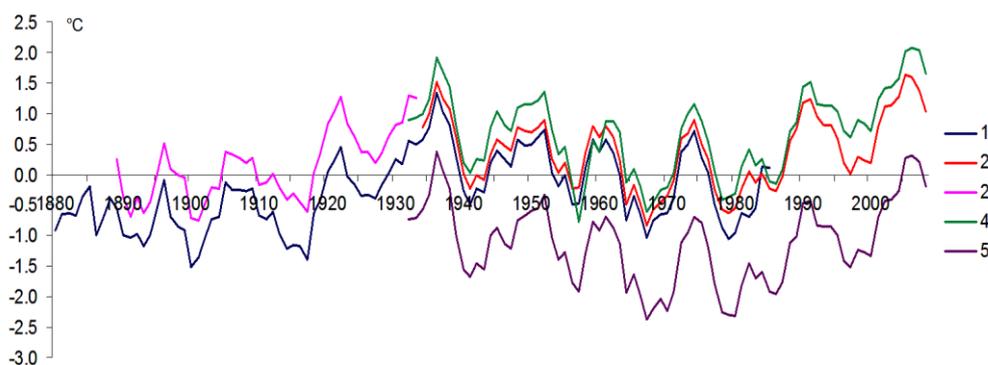


Рис.4. Вариации среднегодовой температуры (5-летнее сглаживание):  
1 – Кола; 2 – Мурманск; 3 – Териберка; 4 – Умба; 5 – Краснощелье

Так как коэффициент корреляции  $r$  среднегодовых температур в Коле и в Мурманске составляет 0.99, то со среднеквадратичной ошибкой, равной  $0.13^{\circ}\text{C}$ , ряд по Мурманску можно продлить до 1878 г. Аналогично поступим со среднегодовой температурой на г.Ловчорр: продлим ряд до 1937 г., используя данные измерений на вершине г.Юкспор и их сильную корреляцию ( $r=0.99$ ). Этот технический прием позволяет показать значительную синхронность многолетнего хода температуры на всей территории области (рис.5), включая станции, расположенные в горах (г.Ловчорр, Хибины, 1095), что наглядно указывает на единый механизм наблюдаемых долговременных вариаций (например, нельзя объяснить положительный тренд в г.Мурманске антропогенным городским теплом, так как аналогичный тренд имеет место и в горах (Демин, 2010б)).

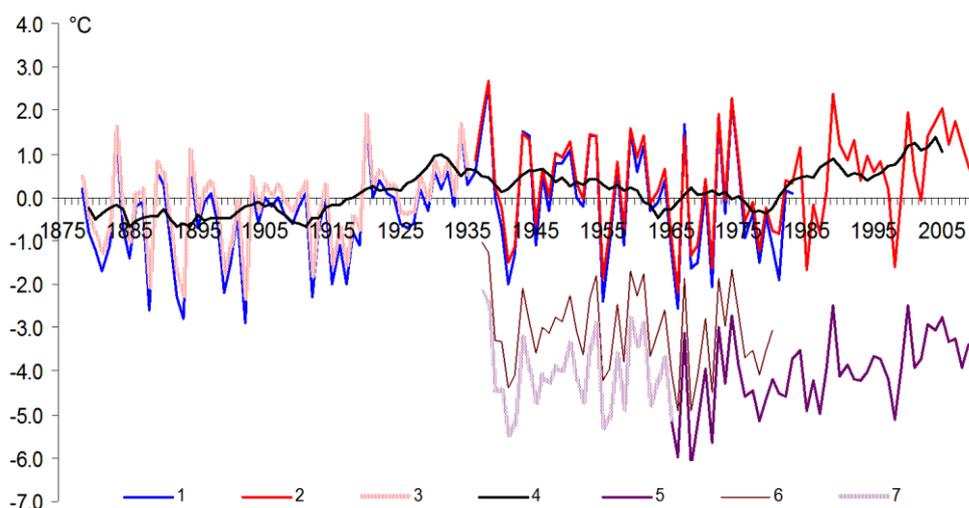


Рис. 5. Среднегодовая температура:

1 – Кола, 2 – Мурманск; 3 – ряд по г.Мурманску, продленный до 1878 г. (по данным Колы); 4 – скользящее 10-летнее сглаживание по Мурманску; 5 – г.Ловчорр (1091 м, Хибины); 6 – г.Юкспор (910 м, Хибины); 7 – ряд для г.Ловчорр, продленный до 1937 г. (по данным г. Юкспор)

В целом за период инструментальных наблюдений на территории области наблюдалось потепление с начала прошлого века до 1930-х гг., похолодание в 1960-1970-х гг. и новое потепление, начавшееся со второй половины 1980-х гг.

Темпы современного потепления выглядят завышенными, если в качестве базового брать период 1961-1990 гг., так как на данный период пришлось похолодание 1950-1970-х гг., и средние температуры, вычисленные за эти годы, будут занижены, чем за более длительный срок (например, 1930-1990 гг.). В действительности современные летние температуры не превосходят летние температуры предыдущего потепления 1930-х гг., а вековой тренд в значительной степени держится на более низких температурах конца XIX – начала XX века (рис.6). Вместе с тем, современные среднегодовые температуры уже превышают как нормы 1881-1960 и 1961-1990 гг., так и температуры 1930-х.

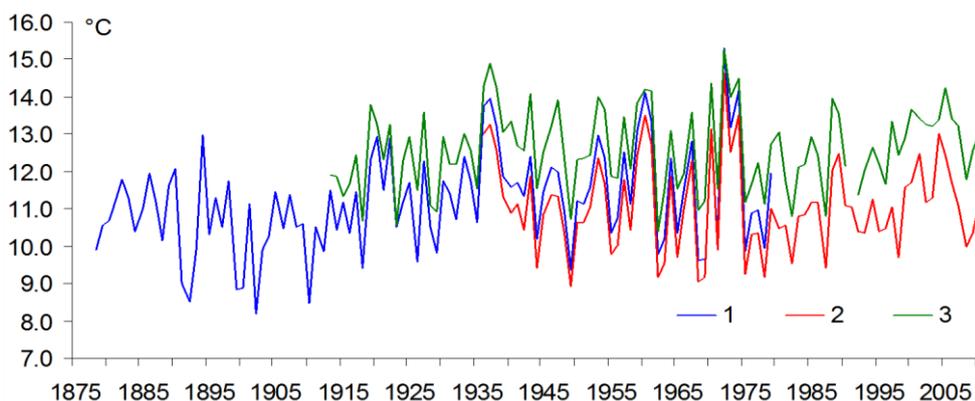


Рис.6. Изменение средней летней температуры:  
1 – Кола; 2 – Мурманск; 3 – Кандалакша

На вековой тренд потепления в регионе указывают не только данные измерений на длиннорядных станциях, но и, например, отмечаемое в Хибинах продвижение лесотундры на тундровую зону (рис.7) и подъем верхней границы леса (Природные условия ..., 1986; Демин, Зюзин, 2008).



Рис.7. Долина р.Юмьегорри в июне 1891 г. (слева) и в июне 2007 г. (справа)

В пользу более высоких современных температур в регионе говорят и материалы и гляциологических исследований, свидетельствующие о большей суровости климата в XIX в. (на аэрофотоснимках хорошо опознаются следы совсем недавно исчезнувших ледников и крупных снежников, существовавших в Хибинах еще в середине XIX в. (Тушинский, 1963).

### **Изменение количества осадков и режима увлажнения территории**

По данным наблюдений на Кольском п-ове, в последние 30 лет проявляется сезонная изменчивость в режиме осадков: небольшое увеличение их количества в зимний период и близкое к норме с незначительным уменьшением в летнее. В научной печати нередко можно встретить и иные оценки об изменениях количества осадков. Однако причина таких различных оценок, как правило, не имеет физических оснований, а определяется длиной отобранного ряда и спецификой метеорологических рядов.

Существующая единая методика измерения количества осадков была принята в 1891 г. Однако в последующие годы однородность ряда была, по крайней мере, дважды нарушена. В первом случае неоднородность появилась в связи с переходом от дождемерных измерений к измерениям с помощью осадкомера, обладающего лучшей защитой осадков от выдувания ветром. По этой причине произошло «увеличение» осадков на десятки процентов (в зимние месяцы по ряду станций превышает 100%). Вторая причина неоднородности вызвана введением с 1966 г. поправки на смачивание непосредственно в текущие измерения. Указанные инструментальные и методические изменения привели к тому ряды измерений, хранящиеся в известных климатических центрах, в первоначальном виде непригодны для анализа долговременных климатических изменений.

В данной работе все данные до 1966 г. для приведения к единому сопоставимому ряду были скорректированы с помощью коэффициентов, представленных в «Справочнике по климату СССР» (1968), в предположении о неизменности типа защищенности метеорологической площадки, малой временной изменчивости среднемесячной скорости ветра и средней месячной температуры воздуха, т.е. соответствия вида осадков конкретных месяцев многолетним. Правомочность такого предположения показана Г.К.Тушинским (1963). Кроме того, приведенные в «Справочнике по климату СССР» (1968), коэффициенты устойчивы для интервалов более 5-7 лет (Тушинский, 1963), а значит, введение поправок хоть и может некорректно отразить значение осадков в конкретный год, но не изменит тренд на масштабах десятилетий.

На рис.8 представлены вариации среднегодового количества осадков по нескольким станциям Кольского п-ова с длительным периодом наблюдения.

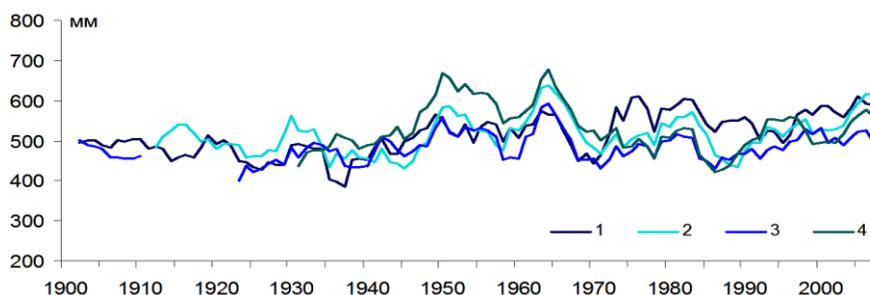


Рис.8. Среднегодовое количество осадков:  
1 – Кола; 2 – Кандалакша; 3 – Ловозеро; 4 – Краснощелье (проведено 5-летнее сглаживание)

Несмотря на довольно неравномерное распределение осадков по территории в каждый конкретный год, осредненные по нескольким годам значения среднегодовых сумм осадков демонстрируют примерно одинаковые тренды, отражающие, главным образом, характер изменения циркуляционных условий.

Небольшое снижение количества осадков наблюдалось с начала XX в. примерно до середины 1940-х гг., 1950-60-е гг. отличаются заметным увеличением количества осадков. Далее произошло их уменьшение, но в последние десятилетия вновь заметен некоторый тренд на повышение. На фоне указанных колебаний заметен небольшой вековой тренд на увеличение среднегодового количества осадков в регионе, о масштабе которого можно судить сравнением норм за длительные периоды времени (табл.3). Отметим также, что незначительный прирост количества осадков за последние 50 лет подтверждается также отсутствием существенного тренда в годовом стоке рек Кольского п-ова (Семенов, 2008).

Таблица 3

Изменение среднегодового количества осадков (мм) на ряде станций Кольского п-ова

Станции наблюдения	Осадки (период)	Осадки (1981-2010 гг.)
Мурманск	488 (1936-1980)	493
Териберка	472 (1936-1980)	482
Краснощелье	496 (1912-1980)	517
Ловозеро	449 (1924-1980)	492
Мончегорск	465 (1935-1980)	489
Кандалакша	489 (1912-1980)	537
Умба	498 (1932-1980)	524

Представленная выше картина характерна для станций, расположенных преимущественно в равнинных условиях. В горных регионах (например, в Хибинах) значительная часть осадков (до половины) имеет орографическое происхождение. Так как орографическая интенсификация осадков тесным образом связана с термодинамическими процессами в атмосфере, включая характер циркуляции, тип воздушных масс, вертикальное распределение температуры и влажности, то даже небольшое изменение циркуляционных процессов непременно найдет отражение в динамике осадков. По этой причине вариации осадков внутри горных массивов выражены много сильнее. Рассмотрение физики данного явления выходит за рамки данной работы. Однако отметим для иллюстрации такой момент: с 1960-х гг. к середине 1980-х количество осадков на вершине г.Ловчорр (1091 м) заметно снизилось (рис.9), причем наиболее заметное уменьшение произошло в осенне-зимний период – от 30 до 40% (!). И этот процесс уже нашел свое отражение в динамике гляциологических образований в Хибинах (сокращение периода залегания снежного покрова, сокращение площади снежно-ледовых образований и переход перелетывающих снежников в позднелетние) (Демин, Мороз, 2010). Такие мезоклиматические особенности поля осадков, когда вариации его орографической составляющей могут превысить вариации, ожидаемые в связи с глобальными и региональными изменениями климата, безусловно, должны быть учтены при оценке долговременных тенденций в сложном рельефе.

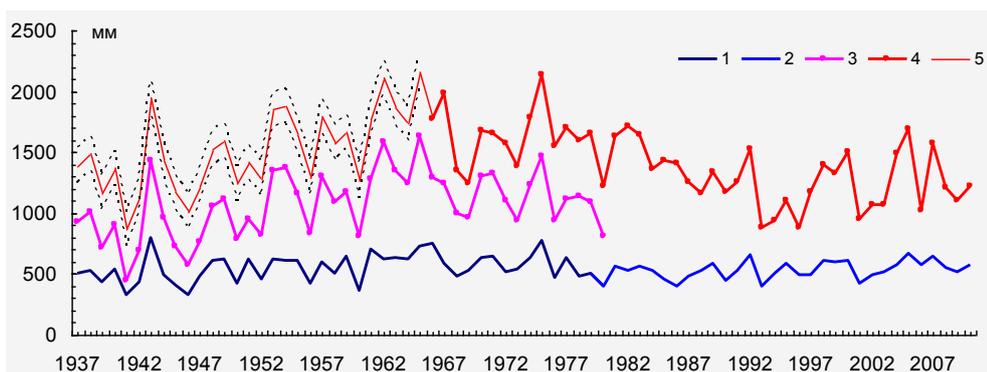


Рис.9. Изменения среднегодовой суммы осадков:

1 – Хибинь (Опытное поле); 2 – Апатиты; 3 – г.Юкспор (910 м); 4 – г.Ловчорр (1091 м); 5 – ряд осадков по г.Ловчорр, продленный до 1937 г. по данным измерений на г.Юкспор (пунктиром отмечена среднеквадратичная ошибка)

Так как изменение количества осадков, строго говоря, нельзя рассматривать как однозначную характеристику условий увлажнения, рассмотрим динамику безразмерного показателя засушливости, предложенного Д.А.Педем:

$$S = \frac{\Delta t}{\sigma_t} - \frac{\Delta P}{\sigma_p},$$

где  $\Delta t$ ,  $\Delta P$  – аномалии среднемесячной температуры и осадков;  $\sigma_t$ ,  $\sigma_p$  – среднеквадратичные отклонения среднемесячных температур и осадков. Положительное значение индекса  $S$  соответствует усилению засушливости (либо за счет увеличения испаряемости при положительной аномалии температуры, либо за счет уменьшения количества осадков; оба процесса могут работать одновременно, создавая засушливые условия). Значения  $-1 \leq S \leq 1$  – условия, близкие к нормальным;  $S > 1$  – засушливые условия ( $S \geq 2$  – средняя засуха,  $S \geq 3$  – сильная засуха),  $S < -1$  – избыточное увлажнение ( $S \leq -2$  и  $S \leq -3$  – среднее и сильное избыточное увлажнение соответственно).

На рис.10 представлены вариации индекса  $S$  для Кандалакши и Мурманска, из которых видно, что трендов за прошедшее столетие на заметное изменение условий засушливости или, наоборот, усиление увлажнения не отмечается.

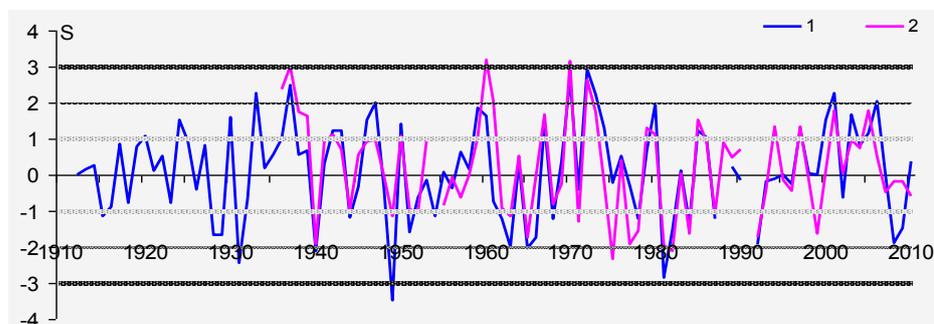


Рис.10. Динамика индекса засушливости  $S$  для Кандалакши и Мурманска

### Прогнозы изменений климата к середине XXI века

В Оценочном докладе Росгидромета (2008) приводятся результаты модельных расчетов (по ансамблю моделей) динамики основных метеорологических характеристик к середине XXI в. (2040-2060 гг.) на территории России, включая арктическую зону. Все существующие климатические модели предсказывают продолжение потепления, хотя и с различной скоростью в зависимости от сценария. В соответствии с прогнозами, к середине столетия температура воздуха на Кольском п-ове зимой будет выше, чем в среднем в 1980-1999 гг. (по некоторым сценариям до 6-8 °С). Летом потепление останется менее выраженным. Заметные тенденции в изменении режима осадков проявятся лишь к середине XXI века. Ожидается, что для Мурманской области увеличение количества осадков в холодное время года может составить 15-20% по сравнению с 1980-1999 гг., а в летнее время – 5-10%. Прогнозируется также сокращение периода с устойчивым снежным покровом, которое к середине XXI в. может достичь 20-25 дней по сравнению с периодом 1980-1999.

Результаты моделирования месячного распределения температуры и осадков, на основе которых проводится классификация климата по Кеппену, не предсказывают на предстоящие десятилетия существенного изменения границ геоботанических зон в регионе, по крайней мере, в его равнинной части (Rubel, Kottek, 2010).

## Выводы

Рассмотрена динамика температурного и влажностного режима Кольского п-ова за период инструментальных метеорологических наблюдений. Показан вековой тренд к потеплению, наблюдаемый с конца XIX в. Процесс потепления носит неравномерный характер: потепление 1920-1930-х гг. сменилось похолоданием 1960-1970-х гг., а современное потепление началось примерно со второй половины 1980-х гг. Последнее потепление проявляется как в изменениях среднегодовой температуры, так и среднесезонных температур. При этом если современные летние температуры практически не превосходят температуры предыдущего потепления (1920-1930-х гг.), то среднегодовые являются наиболее высокими за весь период наблюдений.

На всей территории области, включая горные районы, наблюдается значительное подобие картин межгодовых вариаций температуры воздуха, что указывает на единый механизм наблюдаемых изменений.

Существенных изменений количества осадков за последние 50 лет на равнинной территории нет. В вековом ходе наблюдается небольшая положительная тенденция к увеличению среднегодового количества осадков. Диапазон изменений сумм осадков в горных районах более широкий за счет вариаций орографической составляющей, возникающих вследствие изменений макроциркуляционных условий.

Устойчивых тенденций к усилению засушливости или повышению увлажнения региона не отмечается.

## Литература

Агроклиматический справочник Мурманской области. Л.: Гидрометеиздат, 1961. 89 с.

Агроклиматические ресурсы Мурманской области. Л.: Гидрометеиздат, 1971. 92 с.

Демин В.И. О реакции лесотундровых и тундровых ландшафтов на климатические изменения в Арктике / В.И.Демин, Ю.Л.Зюзин // Природа шельфа и архипелагов европейской Арктики: материалы междунар. конф. Мурманск, 9-11 ноября 2008. М.: Геос, 2008. С. 104-107.

Демин В.И. О выборе минимального периода для расчета климатических норм и диагностики климатических изменений // Математические методы в естественных науках. Апатиты: К&М, 2010а. С. 171-175.

Демин В.И. Оценка роли антропогенного тепла в задачах диагностики климатических изменений // Состояние и перспективы развития геофизических исследований в высоких широтах. 2010б. С. 168-170.

Демин В.И. О динамике зимних осадков и гляциосферы в Хибинах / В.И.Демин, Н.В.Мороз // Уникальные геологические объекты Кольского п-ова: Хибинь. Апатиты, 2010. С. 41-43.

Кельчевская Л.С. Методы обработки наблюдений в агроклиматологии. Л.: Гидрометеиздат, 1971. 216 с.

Климат России / под ред. Н.В.Кобышевой. СПб.: Гидрометеиздат, 2001. 654 с.

Оценочный доклад об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации. В 2 т. М.: Росгидромет, 2008.

Природные условия Хибинского учебного полигона. М.: Изд-во МГУ, 1986. 169 с.

Семенов А.В. Инструментальные климатические наблюдения на Кольском полуострове и особенности обслуживания региональных потребителей климатической информацией: докл. // Адаптация к изменению климата и ее роль в обеспечении устойчивого развития регионов: Междунар. конф. Мурманск, 2008.

Справочник по климату СССР. Вып.2: Мурманская область. Ч.II: Температура воздуха и почвы. Л.: Гидрометеиздат, 1965. 144 с.

Справочник по климату СССР. Вып.2. Ч.IV: Влажность воздуха, атмосферные осадки, снежный покров. Л.: Гидрометеиздат, 1968. 176 с.

Тушинский Г.К. Ледники, снежники, лавины Советского Союза. М.: Гос. изд-во географ. лит., 1963. 312 с.

Швер Ц.А. Атмосферные осадки на территории СССР. Л.: Гидрометеиздат, 1976. 304 с.

Яковлев Б.А. Климат Мурманской области. Мурманск: Кн. изд-во, 1961. 200 с.

Rubel F. Observed and projected climate shifts 1901-2100 depicted by world maps of the Köppen-Geiger climate classification / F.Rubel, M.Kottek // Meteorol. Z. 2010. Vol.19. P. 135-141. [doi:10.1127/0941-2948/2010/0430].

Schneider P. Space observations of inland water bodies show rapid surface warming since 1985 / P.Schneider, S.J.Hook, GRL. 2010. Vol.37. L22405. [doi:10.1029/2010GL045059].

#### *Сведения об авторе*

**Демин Валерий Иванович,**

научный сотрудник Полярного геофизического института КНЦ РАН

**Demin Valeriy Ivanovich,**

Research fellow of Polar Geophysical Institute of Kola Science Center, Russian Academy of Sciences

УДК: 574.5

**С.Ф.Комулайнен, А.Н.Круглова, И.А.Барышев**

### **СТРУКТУРА И ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ СООБЩЕСТВ ВОДНЫХ ОРГАНИЗМОВ В РЕКАХ ЮЖНОГО (ПОМОРСКОГО) ПОБЕРЕЖЬЯ БЕЛОГО МОРЯ**

#### **Аннотация**

Исследования сообществ гидробионтов, выполненные на 10 реках, включали анализ таксономического состава, экологии и пространственной динамики сообществ фитопланктона, зоопланктона и бентоса. В статье обсуждаются основные принципы изменения структуры и функционирования гидробиоценозов. Особое внимание уделено проблеме формирования речного континуума, влиянию проточных озер и урбанизации водосбора.

#### **Ключевые слова:**

*фитопланктон, зоопланктон, бентос, реки бассейна Белого моря.*

**S.F.Komulainen, A.N.Kruglova, I.A.Baryshev**

### **THE STRUCTURE AND FUNCTIONING OF THE HYDROBIONT COMMUNITIES OF SOME RIVERS OF THE WHITE SEA SOUTHERN (POMORSKI) COAST**

#### **Abstract**

The study of hydrobiont communities of 10 rivers included the analysis of their taxonomy composition, ecology and space distribution such of phytoplankton, zooplankton and benthos communities. The main principles of structure and functioning changes of hydrobiont communities in the river are discussed. Special attention is paid to the river continuum developing, the influence of flowing lakes and watershed urbanisations.

#### **Key words:**

*phytoplankton, zooplankton, benthos, rivers of the White Sea.*

## Введение

Исследования организации и функционирования основных элементов биоты речных экосистем – неотъемлемая часть в решении фундаментальных и прикладных вопросов гидробиологии и экологии. Представления о структурной организации сообществ водных организмов, о зависимости ее показателей от факторов окружающей среды необходимы для понимания функционирования водных экосистем. Они важны и с практической точки зрения, прежде всего, для разработки систем биоиндикации качества окружающей среды.

Гидробиологические исследования на территории Карелии имеют давнюю историю, однако для многих водоемов и водотоков инвентаризация гидробионтов и оценка роли их сообществ в формировании трофической структуры водных экосистем все еще актуальна. Несмотря на прогресс в изучении влияния абиотических факторов на структуру и функционирование гидробиоценозов, комплексная оценка роли широтной неоднородности, особенностей ландшафта и морфометрии водоема остается одной из важнейших задач гидробиологии.

Литературные данные о структуре сообществ водных организмов в реках южного побережья Белого моря ограничиваются публикациями Т.А.Чекрыжевой (1985) и Л.И.Гордеевой (1985), выполненными на основе сборов 1983-1984 гг. и посвященных анализу планктонных комплексов в реках Нюхча, Сума и др.

В фитопланктоне рек Сума и Нюхча было определено 52 и 54 вида соответственно. Показано, что наиболее разнообразно в нем представлены диатомовые водоросли, составляющие 45-60% всех найденных видов. Массовыми формами из диатомей были *Melosira ambigua* (Grun.) O.Müll., *M. islandica* subsp. *helvetica* O. Müll., *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz.

Выполненные исследования зоопланктона (Гордеева, 1985) некоторых рек Поморского побережья (Сума, Нюхча) показали, что речной зоопланктон представлен широко распространенными видами северной фауны. Отмечена экологическая неоднородность речной планктофауны, которая формируется как за счет лимнофильного, так и литорального и придонного комплексов. Довольно высокими для северных карельских рек количественными показателями зоопланктона (15.7-54.2 тыс. экз/м<sup>3</sup> и 0.7-1.0 г/м<sup>3</sup>) отличались плесовые участки рек с замедленным течением. Для остальных речных участков характерны относительно невысокие величины численности и биомассы зоопланктона (0.07 тыс. экз/м<sup>3</sup> и 0.002 г/м<sup>3</sup>). По весу преобладали кладоцеры (68-72%) при численном преимуществе циклопид (55%).

Зообентос в реках южного побережья практически не исследовался. Краткие сведения о донной фауне реки Сума содержатся в обзоре по фауне донных беспозвоночных рек Кольского полуострова и Карелии (Khrennikov et al., 2007). Фрагментарные данные о мезобентосе проточного оз.Сумозеро представлены в работе А.Р.Хазова (1985).

Цель работы – дать характеристику сообществ перифитона, зоопланктона, зообентоса в реках южного (Поморского) берега Белого моря и выявить основные закономерности изменения структуры и функционирования гидробиоценозов.

## Материалы и методы

Материалом для настоящей работы послужили результаты исследований авторов, проведенных в 2008-2010 гг. на 10 реках южного (Поморского) побережья Белого моря (рис.1) и итоги более ранних наблюдений.

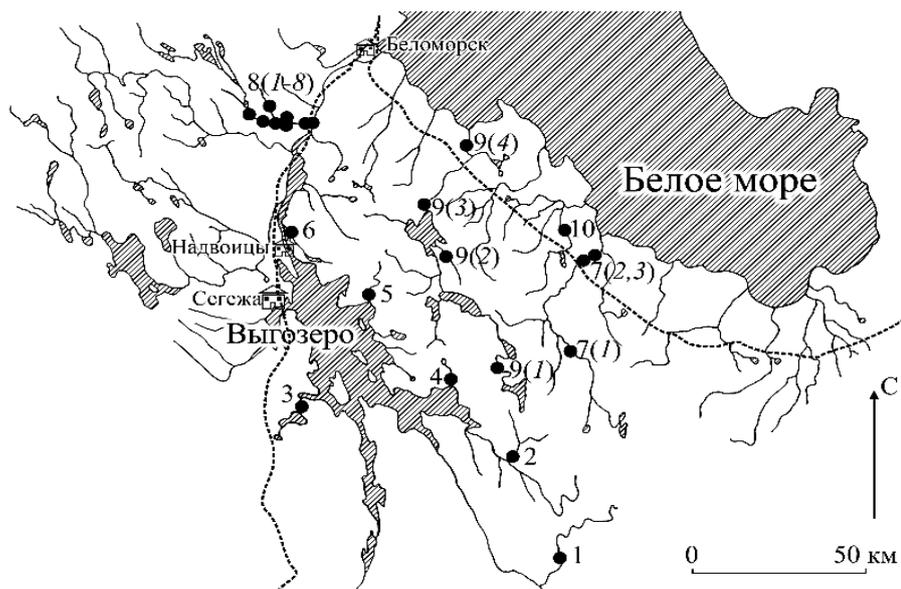


Рис.1. Расположение исследованных рек южного побережья Белого моря:  
 1 – Лекса; 2 – Вожма; 3 – Урокса; 4 – Шигеренджа; 5 – Унежма;  
 6 – Шоба; 7 – Нюхча; 8 – Летняя; 9 – Сума; 10 – Руйга. В скобках номера станций отбора проб

В водосборный бассейн Белого моря входит значительная часть гидрографической сети рек Мурманской, Архангельской областей и Республики Карелия. Общая площадь водосбора бассейна Белого моря составляет более 1100 тыс. км<sup>2</sup> (Белое море и его водосбор ..., 2007). Соотношение площадей суши и моря для водосбора Белого моря составляет 8.3, что является косвенным показателем влияния речного стока на окраинные моря. Берега Белого моря на всем протяжении имеют собственные названия. Южный берег Белого моря от города Кемь до устья реки Онеги носит название Поморского. Большая часть берега низменна, преобладают болотистые долины. Реки Поморского берега мало подвержены антропогенному воздействию, различаются по морфометрии русла и водосборов (табл.1). Исследованные реки характеризуются низкой минерализацией – менее 20 мг/л и низкими величинами рН – 5.6-6.7, высоким содержанием органического вещества – в среднем 55 мг/л и цветностью – в среднем 280 (Ресурсы поверхностных вод СССР, 1970; Современное состояние ..., 1998; Веселов, Калюжин, 2001; Иванов, Брызгалов, 2007).

Отбор проб осуществлялся в период летней межени (июль-август) на пороговых участках рек. Сбор и камеральная обработка материала проводились по общепринятым методикам (Макрушин, 1974, Руководство ..., 1983; Комулайнен и др., 1989; Комулайнен, 2003). В реках Сума, Нюхча и Летняя пробы отбирались от верховья до устья. Для того чтобы оценить роль биотопической неоднородности, выбирали участки, отличающиеся глубинами (0.15-0.40 м), скоростями течения (0.15-0.65 м/с), расположенные на разном удалении от проточных озер и в разной мере подвергаемые антропогенному воздействию. Для выявления роли таксонов вычислялись: частота встречаемости (рF), частота (DF) и порядок (DT = DF/рF × 100) доминирования, относительное обилие видов.

Таблица 1

Гидрологическая характеристика исследованных рек  
южного (Поморского) побережья Белого моря

Река	Падение, м	Длина, км	Характеристика водосбора			Средний многолетний	
			S, км <sup>2</sup>	LS, км <sup>2</sup>	WIS, %	расход воды, м <sup>3</sup> /с	модуль стока, л/с/км <sup>2</sup>
1. Лекса	79	72	537	1.6	22.1	5.57	10.4
2. Вожма	95	96	1295	2.5	21.2	13.1	10.1
3. Урокса	20	21	197	11.4	23.9	1.82	9.3
4. Шигеренджа	77	35	56	1.2	16.8	0.52	9.3
5. Унежма	86	16	128	13.7	16.9	1.19	9.3
6. Шоба	27	33	167	9.8	11.5	1.89	11.3
7. Нюхча	186	105	1772	2.5	26.0	16.81	9.5
8. Летняя	76	61	590	6.9	30.4	5.28	8.9
9. Сума	158	158	2041	13.1	21.4	18.51	9.0
10. Руйга	105	77	768	2.7	47.1	6.74	8.8

ПРИМЕЧАНИЕ. S – площадь водосбора; LS – озерность водосбора; WIS – заболоченность водосбора.

## Результаты и обсуждение

### Фитоперифитон

В фитоперифитоне исследованных рек определено 146 таксонов водорослей рангом ниже рода, относящихся к 64 родам, 39 семействам и 9 порядкам: Raphidophyta – 1, Euglenophyta – 1, Cyanophyta – 22, Chrysophyta – 2, Dinophyta – 1, Bacillariophyta – 88, Chlorophyta – 27, Xanthophyta – 1, Rhodophyta – 3 (табл.2).

Видовое богатство альгофлоры определяют пеннатные диатомеи порядков Araphales и Raphales, среди которых доминировали и были наиболее постоянными в альгоценозах обрастаний евперифитонные формы родов *Tabellaria*, *Eunotia*, *Synedra*, *Gomphonema* – комплекс видов, как правило определяющий структуру водорослевых обрастаний в реках региона (Комулайнен, 2004а; Комулайнен и др. 2006; Komulaunen, 2008). Среди зеленых водорослей основным ценозообразователем была *Zygnema* sp. – вид, часто определяющий биомассу альгоценозов обрастаний в реках Карелии (Komulaunen, 2008). Из синезеленых водорослей только два вида (*Stigonema mamillosum* и *Tolypothrix saviczii*) доминировали в альгоценозах обрастаний. Отмечено характерное для северных флор преобладание числа семейств и родов с одним таксоном (Комулайнен, 2004б), что находит отражение в пропорции альгофлоры (табл.3). Сокращение числа видов в семействах и родах объясняется и низкой минерализацией поверхностных вод. Большая часть определенных видов (48%) – евперифитонные формы. Они формируют структуру группировок фитоперифитона во всех исследованных водотоках, составляя от 44 до 83% от общего числа встреченных видов и от 60 до 94% от суммарной численности. Кроме евперифитонных форм в группировках постоянно присутствуют планктонные (29.8%) и донные водоросли (17.8%). В перифитоне рек Лекса, Вожма, Сума и Унежма, относительное обилие планктонных видов в августе 2010 г. превышало 20%, что объясняется не только наличием проточных озер, но и хорошим прогревом воды (до 23°C) в период наблюдений.

Таблица 2

Список водорослей перифитона рек южного побережья Белого моря

Таксоны	Реки *
1	2
Raphidophyta	
<i>Gonystomum semen</i> (Ehr.) Diesing	8
Cyanophyta	
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.	3, 7
<i>Gloeocapsa tenax</i> (Kirchn.) Hollerb.	8
<i>Chamaesiphon aponina</i> Kütz.	7-9
<i>Ch. curvatus</i> (Borsi.) Nord.	8
<i>Stigonema mamilosum</i> (Lyngb.) Ag.	7, 8
<i>Hapalosiphon fontinalis</i> (Ag.) Born.	8
<i>Nostoc coeruleum</i> Lyngb.	7, 9, 10
<i>N. commune</i> (Vauch.) Elenk.	8
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Breb.	2, 7, 9, 10
<i>A. solitaria</i> Kleb.	8
<i>Tolypothrix distorta</i> (Fl. Dan.) Kütz.	9
<i>T. saviczii</i> Kossinsk.	8
<i>C. gypsophylla</i> (Kutz.) Thur.	8
<i>Rivularia aquatica</i> (de Wild.) Geitl.	8
<i>R. coadunata</i> (Sommeref) Foslie	8
<i>Oscillatoria aghardii</i> Gom.	4, 8
<i>O. limosa</i> Ag.	3, 7-9
<i>O. nigra</i> (Lyngb.) Ag.	3, 5, 7
<i>O. splendida</i> Grev.	2, 3
<i>O. planctonica</i> Elenk.	2
<i>O. simplicissima</i> Gom.	1, 6, 9
<i>O. subtilissima</i> Kütz.	7
Chrysophyta	
<i>Dinobryon divergens</i> Imhof.	
<i>D. sociale</i> Ehr.	9
Dinophyta	
<i>Peridinium cinctum</i> (O. F. M.) Ehr.	9
Bacillariophyta	
<i>Stephanodiscus asterea</i> (Ehr.) Grun.	
<i>Cyclotella bodanica</i> Eulenst.	9
<i>C. kuetzingiana</i> Thwait.	9
<i>C. meneghiniana</i> Kütz.	5
<i>C. stelligera</i> Cl. et Grun.	6
<i>Melosira varians</i> Ag.	8
<i>Aulocosira ambigua</i> (Grun.) Simonsen	3, 5, 7, 9
<i>A. distans</i> (Ehr.) Simonsen. v. <i>distans</i>	2, 6, 7, 9
<i>A. distans</i> v. <i>lirata</i> (Ehr.) Bethge	7

Продолжение таблицы 2

1	2
<i>A. granulata</i> (Ehr.) Simonsen	1, 2, 7, 9
<i>A. islandica</i> (O. Müll.) Simonsen	5-7, 9, 10
<i>A. italica</i> (Ehr.) Kütz	6
<i>Ceratoneis arcus</i> (Ehr.) Kütz.	8
<i>Fragilaria bicapitata</i> A. Majer	4
<i>F. capucina</i> Desm.	2, 3, 5-7, 9
<i>F. crotonensis</i> Kilt.	8
<i>Fragilaria. pinnata</i> Ehr.	8
<i>Asterionella Formosa</i> Hass.	9
<i>Synedra tabulata</i> (Ag.) Kütz.	1
<i>S. ulna</i> (Nitzsch.) Ehr.	1, 3, 5-8
<i>Diatoma hiemale</i> (Lyngb.) Heib v. <i>Mesodon</i>	5
<i>D. vulgare</i> Bory	7, 8
<i>Meridion circulare</i> Ag.	7-9
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz	1, 3, 5, 6, 8-10
<i>T. flocculosa</i> (Roth.) Kütz	1-3, 5-9
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehr.) Mills.	4
<i>E. exigua</i> (Breb.) Rabench.	6
<i>E. fallax</i> v. <i>gracillima</i> Krasske.	9
<i>E. lunaris</i> (Ehr.) Grun.	6
<i>E. pectinalis</i> Kütz v. <i>pectinalis</i>	1-10
<i>E. pectinalis</i> v. <i>minor</i> (Kütz) Rabench.	7, 9, 10
<i>E. pectinalis</i> v. <i>ventralis</i> (Ehr.) Hust.	3, 7, 9, 10
<i>E. praerupta</i> Ehr.	1, 3, 7, 9
<i>E. robusta</i> v. <i>tetraëdron</i> (Ehr.) Ralfs.	7, 10
<i>E. sudetica</i> O. Müll.	2, 3, 9
<i>Cocconeis placentula</i> Ehr.	1-7, 9
<i>Achnanthes dispar</i> Cl	5
<i>A. lanceolata</i> (Breb.) Grun.	
<i>A. lunaris</i> (Ehr.) Grun.	5
<i>A. microcephala</i> (Kütz.) Grun.	
<i>A. minutissima</i> Kütz.	5, 9
<i>A. pergalloi</i> Brun. et Herib	7
<i>Anomoeoneis vitrea</i> (Grun.) Ross	8
<i>Diploneis fennica</i> (Ehr.) Cl.	2
<i>Navicula cuspidata</i> Kütz.	7
<i>N. lanceolata</i> (Ag.) Kütz	7, 9
<i>N. radiosa</i> Kütz.	1, 2, 7, 9
<i>N. rhynchocephala</i> Kutz.	7-9
<i>N. rotaeana</i> (Rabench.) Grun.	2, 8
<i>N. vulpina</i> Kutz.	7, 8
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) D.T.	1, 3, 4, 7-10
<i>F. rhomboides</i> v. <i>sacsonica</i> (Rabenh.) D.T	7, 9
<i>Stauroneis anceps</i> Ehr.	1, 7, 8

1	2
<i>Pinnularia brevicostata</i> Cl.	7, 9
<i>P. gibba</i> Ehr.	4-7, 9, 10
<i>P. interupta</i> W. Sm.	1, 2, 5, 8, 9
<i>P. major</i> (Kütz.) Cl.	3, 5, 7-9
<i>P. microstauron</i> (Ehr.) Cl.	7, 9
<i>P. mesolepta</i> (Ehr.) W. Sm.	6, 8
<i>Pinnularia. nodosa</i> Ehr.	8
<i>P. viridis</i> (Nitzsch.) Ehr.	8
<i>P. undulate</i> Greg.	7
<i>Cymbella affinis</i> Kütz	5, 7, 8
<i>C. cessatii</i> (Rabench.) Grun.	3, 6, 8
<i>C. cistula</i> (Hemp.) Grun.	7, 8
<i>C. cuspidata</i> Kütz.	7-9
<i>C. gracilis</i> (Rabench.) Cl.	7
<i>C. hebridica</i> (Greg.) Grun.	2, 6
<i>C. helvetica</i> Kütz	2, 8, 9
<i>C. prostrata</i> (Berkeley) Cl.	7
<i>C. tumidula</i> Grun.	7
<i>C. turgida</i> (Greg.) Cl	2, 8, 9
<i>C. ventricosa</i> Kütz.	7-9
<i>Didymosphenia geminata</i> (Lyngb.) M. Sc.	5, 7, 8
<i>Gomphonema acuminatum</i> (Ehr.)	1
<i>G. acuminatum v. coronatum</i> (Ehr.) W. Sm	8
<i>G. angustatum</i> (Kutz.) Rabenh.	1, 8
<i>G. augur</i> Gautieri	1
<i>G. constrictum</i> Ehr.	1, 3, 7, 8
<i>G. gracilis</i> Ehr.	5
<i>G. longiceps</i> Ehr.	2, 7, 8
<i>G. parvulum</i> (Kütz.) Grun.	1-3, 6-8
<i>Epithemia sorex</i> Kütz.	3
<i>E. zebra</i> (Ehr.) Kütz.	7-9
<i>Nitzchia linearis</i> W. Sm.	1, 3, 9
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Her.) Grun.	9
<i>Surirella tenera</i> Greg.	4, 6
<i>Stenopterobia interupta</i> Lewis.	7
Euglenophyta	
<i>Trachelomonas</i> sp.	7
Chlorophyta	
<i>Scenedesmus costatus</i> Schmidle	7
<i>Pediastrum borianum</i> (Thur.) Menegh.	8
<i>Ulotrix zonata</i> Kütz.	4
<i>Microspore amoena</i> (Kütz.) Rabench.	1, 4, 6-9
<i>Draparnaldia glomerata</i> (Vauch.) Ag.	7
<i>Stigeoclonium fasciculare</i> Kütz.	7

Окончание таблицы 2

1	2
<i>Chaetophora elegans</i> (Roth.) Ag.	7, 9
<i>Bulbochaete</i> sp.	8
<i>Oedogonium</i> sp.	7-9
<i>Spirogyra</i> sp.	8
<i>Zygnema</i> sp.	8, 9
<i>Mougeotia</i> sp.	6-8
<i>Closterium acerosum</i> (Sehr.) Ehr. ex Ralfs.	4
<i>Cl. cinthia</i> De Notaris	4, 5, 8
<i>Cl. juncidum</i> Ralfs.	8
<i>Cl. kuetzingii</i> Breb.	8
<i>Cl. ehrenbergii</i> Menegh.	5, 7
<i>Cl. moniliferum</i> (Bory.) Ehr.	4
<i>Cosmarium botritys</i> Menegh.	8
<i>C. brebessonii</i> Menegh.	4
<i>C. humile</i> (Gay.) Nordst.	8
<i>C. margaritifерum</i> Menegh.	4
<i>C. contractum</i> Breb.	4
<i>Cosmarium. undulatum</i> Corda.	8
<i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen.	8
<i>Pleurotaenium minutum</i> var. <i>elongatum</i> (W. et. G.S. West) Cedergr.	8
<i>Euastrum bidentatum</i> Näg.	7
Xantophyta	
<i>Vaucheria</i> sp.	3, 4, 6-8
Rhodophyta	
<i>Chantransia chalybea</i> (Roth.) Tries	3, 6, 9,
<i>Batrachospermum moniliforme</i> Roth.	9
<i>Lemanea fluviatilis</i> Ag.	3, 7, 9

\* Названия рек соответствуют их номерам, указанным в табл. 1.

Таблица 3

Таксономическая структура пропорции альгофлоры перифитона рек южного побережья Белого моря

Отделы	Ord		Fm		Gn		Spp		Sd		Gn/Fm	Spp/Fm	Spp/Gn
	N	%	n	%	n	%	n	%	n	%			
Raphidophyta	1	0.7	1	2.6	1	1.6	1	0.7	1	3.8	1.0	1.0	1.0
Euglenophyta	1	0.7	1	2.6	1	1.6	1	0.7	0	0.0	1.0	1.0	1.0
Сyanophyta	22	15.1	9	23.1	11	17.2	22	15.1	7	26.9	1.2	2.4	2.0
Chryzophyta	2	1.4	1	2.6	1	1.6	1	0.7	0	0.0	1.0	1.0	1.0
Dinophyta	1	0.7	1	2.6	1	1.6	2	1.4	0	0.0	1.0	2.0	2.0
Bacillariophyta	88	60.3	14	35.9	28	43.8	88	60.3	15	57.7	2.0	6.3	3.1
Chlorophyta	27	18.5	8	20.5	17	26.6	27	18.5	1	3.8	2.1	3.4	1.6
Xanthophyta	1	0.7	1	2.6	1	1.6	1	0.7	1	3.8	1.0	1.0	1.0
Rhodophyta	3	2.1	3	7.7	3	4.7	3	2.1	1	3.8	1.0	1.0	1.0
	146	100	39	100	64	100	146	100	26	100	1.6	3.7	2.8

ПРИМЕЧАНИЕ. Ord – порядки; Fm – семейства; Gn – роды; Spp – виды; n – число таксонов.

Среди диатомовых планктонные виды составляют 67%; в основном это представители родов *Aulacosira* и *Cyclotella* и некоторые виды рода *Fragilaria*. Большинство из центрических диатомей встречались в обрастаниях единично, а в доминирующий комплекс входили лишь *Aulacosira italica* и *A. islandica*, которые преобладали в фитопланктоне проточных озер. Более заметна в альгоценозах обрастаний роль планктонных пениатных диатомей из семейств *Fragilariaceae* и *Tabellariaceae*: *Fragilaria capucina*, *Asterionella formosa* и *Tabellaria fenestrata*. Особый интерес представляют синезеленые планктонные водоросли родов *Microcystis* и *Oscillatoria*, которые часто вызывают «цветение» в водоемах умеренной зоны. Они типичны для поздне-летней альгофлоры перифитона исследованных рек. На участках, расположенных ниже проточных, особенно мезотрофных озер (реки Шигеренджа, Нюхча, Унежма), их численность и биомасса превышает 10% от суммарной. Большинство бентосных форм – диатомовые водоросли. В пробах определено 28 видов, относящихся, главным образом, к родам *Navicula* (6 таксона) и *Pinnularia* (9). Они не достигают высокого обилия и только и *Frustulia rhomboides* отнесена нами к доминантам.

Положение на шкале галобности известно для 114 таксонов водорослей, подавляющее большинство которых олигогалобы. Среди них преобладают индифференты – 57 таксонов, или 95% от общего числа определенных в перифитоне рек видов. Из 12 видов-галофилов постоянны лишь *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria agardhii*, *O. limosa*, *O. tennis* и *Fragilaria pinnata*, характерные преимущественно для водотоков южной Карелии с более высокой минерализацией (Комулайнен, 2004а). Массовыми галофобными видами, предпочитающими очень низкую минерализацию (до 0,02 г/л), являются *Tabellaria fenestrata* и *T. flocculosa*. Именно благодаря их доминированию относительное обилие галофобных видов в перифитоне рек Урокса, Унежма, Нюхча и Летняя превышает 20%.

Среди индикаторов pH в перифитоне также преобладают индифференты – 51% таксонов. Алкалофилы и ацидофилы составляют 23 и 26% соответственно. Разнообразие и обилие алкалофилов увеличивается в менее гумифицированных реках с более высокой минерализацией – Сума, Унежма. Из ацидофилов встречены обычные обитатели болот и торфяников – *Closterium*, *Euastrum*, *Cosmarium* и *Eunotia*. Доминантами альгоценозов обрастаний являются *Tabellaria fenestrata*, *T. flocculosa*, *Eunotia pectinalis* и *Frustulia rhomboides*.

Основа фитоперифитона в исследованных реках сформирована относительно небольшим количеством видов. Подавляющее большинство водорослей, определенных в перифитоне, – единичные формы с низкими показателями численности. При этом 30% водорослей зарегистрированы только на одной и 15% – на двух станциях, главным образом, это бентосные и планктонные виды. Кроме того, ограниченное распространение имеют многие арктоальпийские виды. К видам, доминирующим по численности, отнесено 26. Однако реально структуру фитоперифитона в реках определяют 8 видов (*Gonystomum semen*, *Microcystis aeruginosa*, *Tabellaria flocculosa*, *Eunotia pectinalis*, *Cocconeis placentula*, *Achnanthes minutissima*, *Frustulia rhomboides*, *Zygnema* sp.) и *Vaucheria* sp., которые образуют более 10% его суммарной численности и биомассы, формируемой в конкретных реках. Эколого-географические спектры доминирующего комплекса отличаются от выявленных для альгофлоры в целом. В его составе более разнообразны евперифитонные формы, при сохранении структуры географического спектра отмечается увеличение доли галофобных и ацидофильных форм.

Сравнение видового состава перифитона (рис.2) позволило выделить несколько групп рек. Во-первых, своеобразная структура доминирующего комплекса перифитона отмечена в реке Летняя. В верхнем течении этой реки наблюдалось массовое развитие *Gonystomum semen* – типичного обитателя сфагновых болот. В нижнем течении на открытых хорошо освещенных участках отмечено массовое развитие нитчатых водорослей. Группа А объединяет реки с более высокой озерностью водосборов. Своеобразие структуры фитоперифитона в них связано с постоянным присутствием, а часто с доминированием аллохтонных, планктонных видов. Список доминирующих видов в перифитоне рек, объединенных в группу Б, обычен для олиготрофных, полугорных водотоков Европейского Севера. Это типичные реофилы родов *Tabellaria*, *Cocconeis*, *Symbella*, *Gomphonema*, *Achnanthes*. Численность водорослей в перифитоне была невысока, за исключением порогов, расположенных в населенных пунктах, где при оптимальной освещенности доминировали зеленые нитчатые водоросли. Размах колебаний численности в конце биологического лета (август) достигал нескольких порядков – от  $0.2 \cdot 10^3$  до  $210 \cdot 10^4$  кл/см<sup>2</sup>, биомасса изменялась от 0.01 до 35.4 мг/см<sup>2</sup> субстрата.

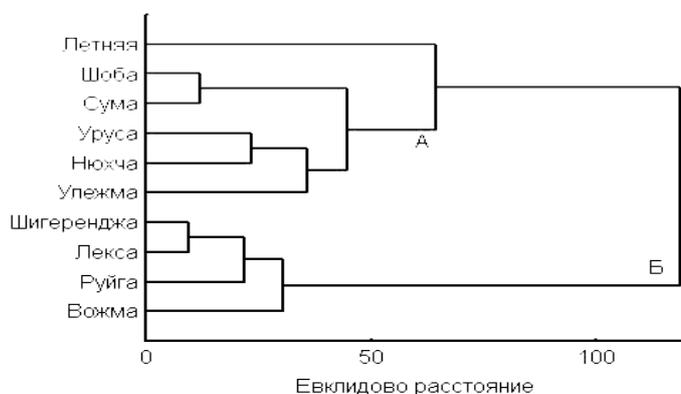


Рис.2. Дендрограмма сходства рек по относительной численности видов в перифитоне (Word's method. Euclidian distances)

Значения индекса Сладечека и трофического диатомового индекса (TDI) изменяются от 0.29 до 1.24 и от 1.05 до 2.18 соответственно. Это объясняется доминированием в перифитоне бета-, бета-олиго- и олигосапробных видов и позволяет отнести воды исследованных рек к олигосапробной зоне.

### Зоопланктон

По материалам наших исследований и ранее полученных результатов (Комулайнен и др., 2009), в составе зоопланктона рек обнаружено 43 вида (табл.4), в том числе коловратки – 11 видов (25.6%), клadoцеры – 25 (58.1%) и копеподы – 7 (16.3%). Количество видов и соотношение таксономических групп зоопланктона в реках различно. Наибольшее видовое разнообразие (15-29 видов) планктонной фауны наблюдалось в реках, характеризующихся относительно высокой озерностью и большей площадью водосбора (реки Сума, Летняя, Нюхча). Основу списка видов (66.7-100%) планктонных организмов рек составляли ракообразные, главным образом ветвистоусые (табл.5). Из них наибольшим видовым разнообразием (14 видов)

отличалось сем. Chydoridae, составлявшее 56% от общего числа клadoцер. Представители других семейств (Daphniidae, Sididae, Bosminidae, Moinidae, Пуосcriptidae, Polyphemidae) включали от 1 до 5 видов ветвистоусых ракообразных. Наибольшее количество видов коловраток (4) принадлежит сем. Euchlanidae. Представители остальных шести семейств (Notommatidae, Synchaetidae, Asplanchnidae, Brachionidae, Testudinellidae, Conochilidae) включают 1-2 вида. Веслоногие ракообразные представлены сем. Cyclopidae (5 видов). Из каланид зарегистрированы *Hetercope*, *Eudiaptomus*.

Таблица 4

Видовой состав зоопланктона рек южного побережья Белого моря

Виды	Реки*
1	2
Коловратки (Rotatoria)	
<i>Notommata</i> sp.	9
<i>Polyarthra</i> sp.	9
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse	8
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehr.	7-9
<i>E. deflexa</i> Gosse	7, 8
<i>E. lyra</i> Hudson	7, 9
<i>E. triquetra</i> Ehr.	7
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse)	9
<i>Kellicottia longispina</i> (Kell.)	8-10
<i>Conochilus hypocrepsis</i> (Schrank)	3
<i>Testudinella</i> sp.	5
Кладоцеры (Cladocera)	
<i>Diaphanosoma brachyurum</i> (Lievin)	9
<i>Daphnia</i> ( <i>Daphnia</i> ) <i>longispina</i> O.F. Müller	9
<i>D.</i> ( <i>Daphnia</i> ) <i>cristata</i> Sars	8, 9
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F. Müller)	7, 9
<i>C. dubia</i> Richard	9
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F. Müller)	7
<i>Moina brachiata</i> (Jurine)	8
<i>Ilyocryptus sordidus</i> (Lievin)	7
<i>Pleuroxus trigonellus</i> (O.F. Müller)	9
<i>P. truncatus truncatus</i> (O.F. Müller)	7
<i>Alonella nana</i> (Baird)	8, 9
<i>A. excisa</i> (Fischer)	7
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. Müller)	5, 7-9
<i>Alona quadrangularis</i> (O.F. Müller)	8, 9
<i>A. costata</i> Sars	2, 3, 5, 7, 9
<i>A. guttata</i> Sars	7, 9
<i>A. rectangula</i> Sars	3, 5
<i>Acroperus harpae</i> (Baird)	5, 7-9
<i>Alonopsis elongatus elongatus</i> (Sars)	8, 9
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer)	7, 9

## Окончание таблицы 4

1	2
<i>Biapertura affinis</i> (Leydig)	9, 10
<i>B. intermedia intermedia</i> (Sars)	9
<i>Bosmina (Bosmina) longirostris</i> (O.F. Müller)	2, 3, 7, 9, 10
<i>B. (Eubosmina) coregoni</i> Baird	8, 9
<i>Polyphemus pediculus</i> (Linne)	7
Копеподы (Copepoda)	
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Sars)	8, 9
<i>Heterocope appendiculata</i> Sars	9
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer)	5
<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine)	9
<i>Acanthocyclops</i> sp.	2, 7
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	8, 9
<i>Thermocyclops oithonoides</i> (Sars)	2, 3, 6, 8, 9

\* Названия рек соответствуют их номерам, указанным в табл. 1.

Таблица 5

## Характеристика зоопланктона исследованных рек

Реки	Количество видов			Всего видов
	коловратки	клароцеры	копеподы	
Летняя	4 (26.7)	8 (53.3)	3 (20)	15
Сума	6 (20.7)	18 (62.1)	5 (17.2)	29
Руйга	1 (33.4)	2 (66.7)	-	3
Нюхча	4 (23.5)	12 (70.6)	1 (5.9)	17
Вожма	-	2 (50)	2 (50)	4
Улежма	1 (16.7)	4 (66.6)	1 (16.7)	6
Урокса	1 (20)	3 (60)	1 (20)	5
Шоба	-	-	1 (100)	1

ПРИМЕЧАНИЕ. В скобках указано процентное соотношение.

Особенности гидрографического строения речных бассейнов (озерность, заболоченность и др.) находят некоторое отражение в формировании основного комплекса планктонной фауны (табл.1). В зоопланктоне реки Летняя, еще в большей степени в р.Сума, характеризующейся более высокой озерностью водосбора (около 13%), отмечены озерные формы ракообразных (*Bosmina coregoni*, *Daphnia cristata*, *Eudiaptomus gracilis*, *Heterocope appendiculata*) и коловраток (*Keratella cochlearis*, *Kellicottia longispina*), сносимые из озер.

Планктонная фауна рек с меньшими значениями озерности в основном формируется представителями фитофильного и прибрежного комплексов (*Bosmina longirostris*, виды родов *Alona*, *Alonella*, *Acroperus*, *Euchlanis*). Основу численности (60-90%) и биомассы (до 99%) речного зоопланктона создают ракообразные, в основном ветвистоусые, уровень количественного развития зоопланктона в исследованных реках не высок. Наибольшие значения количественных показателей планктонной фауны характерны для рек Летняя и Сума (табл.6).

Таблица 6

Количественные показатели (N – численность, экз/м<sup>3</sup>; В – биомасса, мг/м<sup>3</sup>)  
зоопланктона исследованных рек

Реки	Коловратки		Кладоцеры		Копеподы		Всего	
	<u>N</u> В	%	<u>N</u> В	%	<u>N</u> В	%	<u>N</u> В	%
Летняя	<u>60</u> 0.84	<u>12.76</u> 9.01	<u>255</u> 7.13	<u>54.26</u> 76.51	<u>155</u> 1.35	<u>32.98</u> 14.48	<u>470</u> 9.32	100
Сума	<u>56</u> 0.03	<u>18.73</u> 0.37	<u>165</u> 7.00	<u>55.18</u> 86.74	<u>78</u> 1.04	<u>26.09</u> 12.89	<u>299</u> 8.07	100
Руйга	<u>10</u> 0.003	<u>40</u> 0.75	<u>15</u> 0.40	<u>60</u> 99.25	-	-	<u>25</u> 0.403	100
Нюхча	<u>72</u> 0.22	<u>48</u> 5.68	<u>70</u> 2.89	<u>46.7</u> 74.68	<u>8</u> 0.76	<u>5.3</u> 19.64	<u>150</u> 3.87	100
Вожма	-	-	<u>60</u> 2.05	<u>35.29</u> 29.03	<u>110</u> 5.01	<u>64.71</u> 70.97	<u>170</u> 7.06	100
Улежма	<u>10</u> 0.004	<u>5.88</u> 0.05	<u>130</u> 6.46	<u>76.47</u> 91.45	<u>30</u> 0.60	<u>17.65</u> 8.50	<u>170</u> 7.064	100
Урокса	<u>20</u> 0.007	<u>20</u> 0.25	<u>50</u> 2.15	<u>50</u> 76.32	<u>30</u> 0.66	<u>30</u> 23.43	<u>100</u> 2.817	100
Шоба	-	-	-	-	<u>20</u> 0.44	100	<u>20</u> 0.44	100

Около половины (45%) ракообразных и коловраток исследованных рек южного побережья Белого моря представлено видами, имеющими всеветное распространение. Оставшуюся часть планктонной фауны формируют виды голарктические (22.5%) и палеарктические (20%). Виды с бореальным географическим распространением составляют 12.5%. Основу видового состава планктонной фауны рек (75%) создают О- и О-β-мезосапробы. На долю β-О, β- и β-альфа-мезосапробов приходится 25% от общего числа видов. В зоопланктоне рек доминирующее положение по численности и по биомассе занимают ракообразные, главным образом, ветвистоусые. Количественные показатели планктонной фауны рек невысоки. Зоопланктон исследованных рек имеет сходство с фауной ракообразных и коловраток других рек Карелии и Мурманской области, обследованных ранее (Куликова, Сярки, 1990; Комулайнен и др., 2005; Круглова, 2008).

### Зообентос

В зообентосе исследованных водотоков выявлено 72 вида:

**Porifera** (*Spongilla lacustris* (L.)). **Oligochaeta** (*Cognettia glandulosa* (Michaelsen), *Fridericia callosa* (Eisen)). **Heteroptera**: *Aphelocheirus aestivalis* (Fabr.).

**Ephemeroptera**: *Baetis rhodani* (Pict.), *Baetis vernus* Curt., *Baetis fuscatus* (L.), *Baetis (Nigrobaetis) digitatus* Bengtsson, *Baetis* sp., *Caenis* sp., *Siphonurus* sp., *Serratella ignita* (Poda), *Habrophlebia lauta* Eat., *Paraleptophlebia submarginata* (Stephens), *Heptagenia sulphurea* (Müll.), *Heptagenia dalecarlica* Bengtsson.

**Plecoptera**: *Taeniopteryx nebulosa* (L.), *Amphinemura borealis* (Morton), *Leuctra fusca* (L.), *Leuctra* sp., *Diura bicaudata* (L.), *Diura nanseni* (Kempny), *Isoperla difformis* (Klapalek), *Isogenus nubecula* Newman.

**Trichoptera**: *Hydropsyche pellucidula* (Curt.), *Hydropsyche siltalai* Doehler, *Hydropsyche newae* Kol., *Hydropsyche silfvenii* Ulmer, *Cheumatopsyche lepida* (Pict.), *Arctopsyche ladogensis* (Kol.), *Rhyacophila nubila* Zett., *Neureclipsis bimaculata* (L.),

*Polycentropus flavomaculatus* (Pict.), *Brachycentrus subnubilus* Curt., *Lepidostoma hirtum* (Fabr.), *Micrasema setiferum* (Pict.), *Silo pallipes* (Fabr.), *Oxyethira* sp., *Ithytrichia lamellaris* Eat., *Hydroptila* sp., *Ceraclea* sp., *Stenophylax* sp., *Oecetis notata* (Rambur).

**Diptera (Simuliidae):** *Simulium (Wilhelmia) equinum* (L.), *Cnetha verna* (Macquart), *Cnetha* sp., *Schoenbaueria brachyarthra* Rubzov, *Schoenbaueria* sp., *Simulium (Simulium) variegatum* Meigen, *Simulium* sp.; **(Chironomidae)** *Eukiefferiella* sp., *Parakiefferiella* sp., *Psectrocladius* sp., *Cricotopus* sp., *Polypedilum (Polypedilum) pedestre* (Meigen), *Rheotanytarsus* sp., *Glyptotendipes (Glyptotendipes) glaucus* (Meigen), *Stenochironomus (Stenochironomus) gibbus* (Fabr.), *Orthocladius* sp.; **(Ceratopogonidae)** **Athericidae** (*Atherix ibis* (Fabr.)); **Pediciidae** (*Dicranota* sp.).

**Odonata** (*Onychogomphus forcipatus* (L.), *Cordulegaster boltonii* (Donovan), *Calopteryx* sp.). **Coleoptera** (*Elmis maugetii* Latreille, *Oulimnius tuberculatus* (Müll.) *Limnius* sp.).

Кроме того, в составе бентоса были встречены нематоды (Nematoda), пиявки (Hirudinea), двустворчатые (Bivalvia) и брюхоногие (Gastropoda) моллюски, а также водные клещи Hydracarina, не определенные нами до вида. Выявленные виды характерны для зообентоса Республики Карелия (Барышев, 2008б). Впервые в реках бассейна Белого моря обнаружен клоп *Aphelocheirus aestivalis*, основной ареал которого расположен южнее (Барышев, 2008а). Численность и биомасса зообентоса по станциям варьировали в значительных пределах – от 1150 до 6190 экз/м<sup>2</sup> и от 1.37 до 29.47 г/м<sup>2</sup>, индекс Шеннона – от 1.09 до 2.12, значение сапробности от 1.37 до 2.09 (табл.7). Полученные значения соответствуют выявленным ранее для зообентоса рек Карельского побережья Белого моря (Khrennikov et al., 2007). Кластерный анализ (рис.3) позволил выделить четыре группы речных участков по положению относительно проточных озер и по степени антропогенной нагрузки. Группа А объединяет речные участки, расположенные вне населенных пунктов, без влияния проточных озер. В группу Б включены участки, расположенные на территории населенных пунктов, непосредственно ниже истока из проточных озер. Формирование зообентоса на участках групп В и Г находится либо под влиянием проточных озер – группа В, либо они расположены в населенных пунктах – группа Г. Урбанизация водосбора или наличие озера выше исследуемого участка реки приводит к заметному изменению количественных характеристик, описывающих структуру зообентоса (табл.8). Ранее сходные изменения были выявлены нами в реках северо-запада Мурманской области (Барышев, 2010).

Таблица 7

Характеристика зообентоса исследованных рек

Река	Число станций	Численность, экз/м <sup>2</sup>	Биомасса, г/м <sup>2</sup>	Индекс Шеннона	Индекс Пантле и Букк
Лекса	1	3125	5.81	1.54	1.73
Вожма	1	4858	29.47	1.68	1.66
Унежма	1	3708	6.67	2.02	1.55
Нюхча	3	1212-3558	1.87-6.32	1.09-1.69	1.73-2.09
Летняя	3	1150-3500	1.37-13.67	1.28-1.85	1.37-1.72
Сума	4	4425-6190	3.37-10.33	1.33-2.12	1.61-1.73
Руйга	1	2600	1.63	1.89	1.63

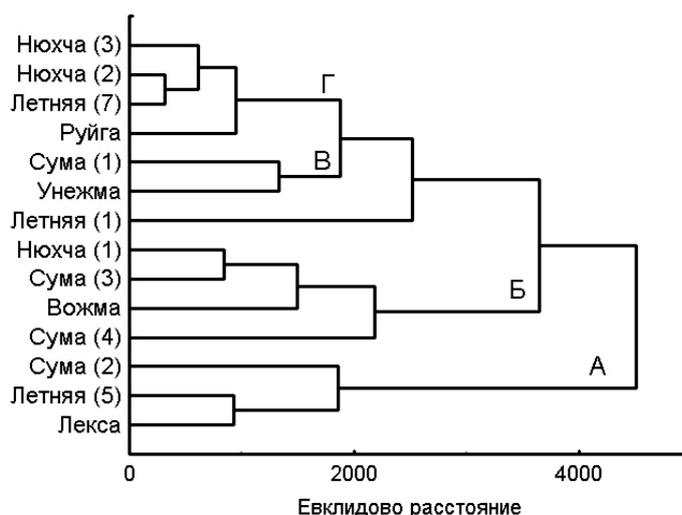


Рис.3. Дендрограмма сходства речных участков по относительной численности видов в зообентосе (Word's method. Euclidian distances)

Таблица 8

Биотопические особенности структуры зообентоса исследованных рек

Группы речных участков	Численность, экз/м <sup>2</sup>	Биомасса, г/м <sup>2</sup>	Индексы	
			Пантле-Букк	Шеннон
Среднее (min-max)				
А	2812 (650-6025)	3.98 (0.70-6.49)	1.59 (1.23-1.86)	1.45 (1.05-2.03)
Б	4962 (2300-8000)	12.46 (1.52-37.49)	1.69 (1.55-1.89)	1.75 (1.45-2.22)
В	3987 (2400-6275)	8.33 (2.58-17.00)	1.60 (1.53-1.69)	2.02 (1.68-2.29)
Г	1533 (150-2725)	1.84 (0.05-4.51)	1.88 (1.51-2.18)	1.47 (0.50-2.14)

ПРИМЕЧАНИЕ. Характеристика групп приводится в тексте.

В целом видовой состав и структура зообентоса типичны для водотоков южной Карелии. Обращает на себя внимание большое число видов из сем. Hydropsychidae (Trichoptera) – *Arctopsyche ladogensis*, *Cheumatopsyche lepida*, *Hydropsyche pellucidula*, *H. siltalai*, *Ceratopsyche nevae*, *C. silfvenii*. Род *Rhyacophila*, как и в реках Онежского озера, представлен только видом *R. nubila*. Как и в реках Онежского озера, присутствует и *Heptagenia sulphurea* f. *sulphurea*. Таким образом, реки южной части Белого моря по составу зообентоса ближе к рекам Онежского озера, чем к рекам северной части Белого моря. При этом численность и биомасса зообентоса сопоставимы с количественными характеристиками рек других районов Белого моря и меньше, чем в реках Онежского озера (Барышев, Веселов, 2005; Хренников и др., 2005).

## Заключение

Состав и количественные характеристики сообществ водных организмов в исследованных реках южного побережья Белого моря в целом типичны для Карелии. Основными факторами, определяющими особенности гидробиоценозов в водотоках и их участках, является освоенность прибрежной территории, озерность и заболоченность водосборов. Чередование речных и озерных участков, характерное для гидрографической сети Европейского Севера России, объясняет присутствие в гидробиоценозах, наряду с типичными реофильными формами, случайных, часть которых доминирует в не свойственных им экотопах. Это особенно часто наблюдается на пограничных (река – озеро) участках, сочетающих лотические и лентические условия, что, несомненно, необходимо учитывать при организации мониторинга в озерно-речных системах. Влияние освоения прибрежной территории часто связано не только с поступлением повышенного количества биогенов, но с изменением освещения и динамики стока. Исследования структуры и функционирования сообществ водных организмов необходимы для комплексной оценки кормовой базы рек, для инвентаризации флоры и фауны в рамках проблемы сохранения биоразнообразия, для оценки состояния и дальнейшего прогнозирования изменений в водных экосистемах, для разработки системы водоохраных мероприятий.

## Литература

Барышев И.А. Зообентос малых рек Карелии и Кольского полуострова // Лекции и материалы докладов Всерос. шк.-конф. «Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана» 18-21 ноября 2008 г. / Ин-т биологии внутренних вод им. И.Д.Папанина. Петрозаводск, 2008а. С. 71-73.

Барышев И.А. Распределение организмов зообентоса при снижении уровня воды в малой реке // Биология внутренних вод. 2008б. № 4. С. 81-85.

Барышев И.А. Формирование зообентоса пороговых участков рек северо-запада Мурманской области в зоне повышенных концентраций тяжелых металлов // Тр. Карельского науч. центра РАН. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2010. № 1. С. 105-112.

Барышев И.А. Количественная характеристика зообентоса некоторых рек бассейна Белого моря (Карельский, Терский и Архангельский берега). Лососевидные рыбы Восточной Фенноскандии / И.А.Барышев, А.Е.Веселов. Петрозаводск, 2005. С. 23-30.

Белое море и его водосбор под влиянием климатических и антропогенных факторов. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. 334 с.

Веселов А.Е. Экология, поведение и распределение молоди атлантического лосося / А.Е.Веселов, С.М.Калужин. Петрозаводск: Карелия, 2001. 159 с.

Гордеева Л.И. Зоопланктон рек Поморского и Карельского побережий Белого моря // Исследование некоторых элементов экосистемы Белого моря и его бассейна: Оперативно-информационные материалы. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, 1985. С. 22-24.

Иванов В.В. Гидролого-гидрохимический режим водосбора Белого моря / В.В.Иванов, В.А.Брызгалов // Белое море и его водосбор под влиянием климатических и антропогенных факторов. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. С. 52-117.

Комулайнен С.Ф. Методические рекомендации по изучению фитоперифитона в малых реках. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2003. 43с.

Комулайнен С.Ф. Фитоперифитон рек Республики Карелия // Ботанический журн. 2004а. Т.89, № 3. С. 18-35.

Комулайнен С.Ф. Экология фитоперифитона малых рек Восточной Фенноскандии. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2004б. 182 с.

Комулайнен С.Ф. Методические рекомендации по изучению гидробиологического режима малых рек / Комулайнен С.Ф. и др. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, 1989. 41 с.

Комулайнен С.Ф. Структура гидробиоценозов в некоторых реках Карельского побережья Белого моря / С.Ф.Комулайнен и др. // Материалы IX Междунар. конф. «Проблемы изучения, рациона. исп. и охраны ресурсов Белого моря». Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2005. С. 156-164.

Комулайнен С.Ф. Состояние гидробиоценозов рек Поморского побережья Белого моря / С.Ф.Комулайнен и др. // Материалы междунар. конф. «Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера». Петрозаводск, 2009. С. 297-302.

Комулайнен С.Ф. Альгофлора озер и рек Карелии. Таксономический состав и экология / С.Ф.Комулайнен и др. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2006. 78 с.

Круглова А.Н. О планктофауне малых лососевых рек Кольского полуострова // Биология внутренних вод. 2008. № 3. С. 8-13.

Куликова Т.П. Особенности формирования планктонной фауны притоков Онежского озера / Т.П.Куликова, М.Т.Сярки // Притоки Онежского озера. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1990. С. 77-99.

Макрушин А.В. Биологический анализ качества вод / под ред. Г.Г.Винберга; Зоол. ин-т АН СССР, 1974. 60 с.

Ресурсы поверхностных вод СССР. Т.1: Кольский полуостров. Л.: Гидрометеорологическое изд-во, 1970. 315 с.

Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 239 с.

Современное состояние водных объектов Республики Карелия. По результатам мониторинга 1992-1997 гг. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1998. 46 с.

Хазов А.Р. Мезобентос оз.Сумозеро // Исследование некоторых элементов экосистемы Белого моря и его бассейна (оперативно-информационные материалы). Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, 1985. С. 35-37.

Хренников В.В. Зообентос рек Карелии и Кольского полуострова, кормовые ресурсы для молоди лосося / В.В.Хренников и др. // Материалы IX Междунар. конф.: «Проблемы изучения, рационального использования и охраны ресурсов Белого моря». Петрозаводск, 2005. С. 318-322.

Чекръжева Т.А. Фитопланктон и оценка сапробности водоемов озерно-речных систем Карельского и Поморского побережий Белого моря // Исследование некоторых элементов экосистемы Белого моря и его бассейна: Оперативно-информационные материалы. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, 1985. С. 37-40.

Khrennikov V. Zoobenthos of salmon rivers in the Kola Peninsula and Karelia (North-East Fennoscandia) / V.Khrennikov et al. // Ecohydrol. & Hydrobiol. 2007. Vol.7. № 1. P. 71-77.

Komulaynen S. The green algae as structural element of phytoplankton communities in streams of the Northwestern Russia // Biol. 2008. 63 (6). P. 859-865.

Komulaynen S. Diatoms of Periphyton assemblages of Small Rivers in North-Western Russia // Stud. Trent. Sci. Nat. 2009. 84. P. 153-160.

### *Сведения об авторах*

**Комулайнен Сергей Федорович,**

доктор биологических наук, ведущий научный сотрудник лаборатории экологии рыб и водных беспозвоночных Института биологии Карельского научного центра РАН

**Круглова Александра Николаевна,**

кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Института биологии Карельского научного центра РАН

**Барышев Игорь Александрович,**

кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Института биологии Карельского научного центра РАН

**Komulainen Sergey Fedorovich,**

Dr.Sc.(Bio), Leading Research Fellow of the Laboratory of Fish and Water Invertebrates Ecology, Institute of Biology, Karelian Science Centre Russian Academy of Sciences

**Kruglova Alexandra Nickolayevna,**

PhD(Bio), Senior Research Fellow of Institute of Biology, Karelian Science Centre Russian Academy of Sciences

**Baryshev Igor Aleksandrovich,**

PhD(Bio), Senior Research Fellow of Institute of Biology, Karelian Science Centre Russian Academy of Sciences

УДК 551.312.1:556.55(571.56)

**Д.Б.Денисов**

**РЕКОНСТРУКЦИЯ РАЗВИТИЯ ЭКОСИСТЕМЫ МАЛОГО  
ГОРНОГО СУБАРКТИЧЕСКОГО ВОДОЕМА ЗА ПОСЛЕДНИЕ 900 ЛЕТ  
(НА ПРИМЕРЕ ОЗЕРА АКАДЕМИЧЕСКОЕ, ХИБИНЫ, КОЛЬСКИЙ ПОЛУОСТРОВ)**

**Аннотация**

Впервые исследованы диатомовые комплексы донных отложений оз.Академическое (Хибинский горный массив, Кольский полуостров), выделены основные этапы развития водоема, реконструированы параметры среды (рН, сапробность), обнаружена связь интегральных показателей диатомовых комплексов с солнечной активностью (TSI – total solar irradiance) за последние 900 лет и выявлены последствия антропогенной трансформации экосистемы водоема.

**Ключевые слова:**

*диатомовый анализ, климатические изменения, солнечная активность.*

**D.B.Denisov**

**THE DIATOM-INFER SMALL SUBARCTIC WATERBODY ECOSYSTEM  
DEVELOPMENT RECONSTRUCTION DURING THE LAST 900 YEARS  
(AKADEMICHESKOYE LAKE, THE Khibiny, THE KOLA PENINSULA)**

**Abstract**

The first study of diatoms complexes of the Lake Academicheskoe (the Khibiny massif, the Kola Peninsula) sediments have been made. The main stages of waterbody development are marked out. The reconstruction of the main ecosystem parameters (pH, saprobity) found an association of diatoms complexes integral indicators to solar activity (TSI – total solar irradiance) over the last 900 years. The consequences of anthropogenic transformation of the lake ecosystem were revealed.

**Key words:**

*diatom analysis, climate changes, solar activity.*

## Введение

В центре внимания мировой научной общественности в последние десятилетия стоят проблемы глобальных преобразований в биосфере, связанных с долговременной динамикой климатической системы Земли и соотношением этих процессов с усиливающимся антропогенным влиянием на экосистемы (Асатуров, 2002; Клименко, 2003; Solanki et al., 2004). К настоящему времени разработаны обоснованные концепции действия определяющих глобальные климатические изменения факторов и составлены прогнозы дальнейшего преобразования климата (Climate change, 2007a, b, c). В качестве причин, в конечном итоге определяющих развитие климата и окружающей среды, выделяют самые разные явления и процессы, доступные для наблюдения и (или) реконструкции, включая как изменение географических особенностей самой земной поверхности (динамика площади приполярных льдов, вулканическая деятельность и пр.), так и астрономические и космические факторы. В последние десятилетия особое значение приобрели исследования антропогенного вклада в процессы глобального изменения биосферы и планетарной климатической системы. В анализе степени, характера и направления изменений, происходящих в настоящее время, прогностическую значимость имеют факторы – как внешние, так и формирующиеся на Земле, – динамика которых носит циклический характер и (или) демонстрирует устойчивые тренды. При этом далеко не все составляемые прогнозы прошли (и проходят) успешную проверку временем. Выводы о динамике грядущих в недалеком будущем изменений климата иногда оказываются диаметрально противоположными у разных авторов. Так, в работах (Касаткина и др., 2001; Klimentko et al., 2003; Velichko et al., 2004; Climate change, 2007a, b, c; Балобаев и др., 2009) описываются различные сценарии изменения климата в ближайшем будущем. Период инструментальных наблюдений изменений окружающей среды и климата сравнительно невелик и позволяет делать выводы только о современных, среднесрочных периодах. Поэтому палеоэкологическая реконструкция исторического прошлого экосистем и оценка динамики региональных и глобальных изменений среды представляются одним из наиболее ценных современных научных направлений.

Палеолимнологические исследования малых горных высокоширотных озер на основе анализа диатомовых комплексов донных отложений занимают центральное место в мировой и отечественной практике (Моисеенко и др., 1997б; Разумовский, Гололобова, 2008; Gaiser et al., 2010; Paul et al., 2010). Результаты подобных исследований позволяют сделать выводы об истории развития водоемов, их водосборных площадей, оценить реакцию на изменения климата и окружающей среды, антропогенное загрязнение, а также реконструировать ряд гидрохимических параметров. Изменения диатомовых комплексов, их видового состава и структуры являются надежным и чувствительным индикатором всех происходящих с озером изменений. Интерес к палеоэкологическим исследованиям на Кольском п-ове обусловлен необходимостью понимания тенденций современных глобальных климатических изменений, а также реальной оценки антропогенной трансформации пресноводных ресурсов региона. В силу особенностей географического положения Кольский п-ов рассматривается как одна из основных областей при изучении изменений окружающей среды и климата на Европейском Севере в голоцене.

В данной работе впервые были исследованы диатомовые комплексы донных отложений оз.Академическое (Хибинский горный массив, Кольский п-ов), выделены основные этапы развития водоема, реконструированы параметры среды (рН, сапробность), обнаружена связь интегральных показателей диатомовых комплексов с солнечной активностью (TSI – total solar irradiance) за последние 900 лет и выявлены последствия антропогенной трансформации экосистемы водоема.

## Материалы и методы

Исследования были проведены на озере Академическое ( $67^{\circ}44'37.76''$ ;  $33^{\circ}42'47.96''$ ), расположенном в центре Хибинского горного массива (рис.1, 2).

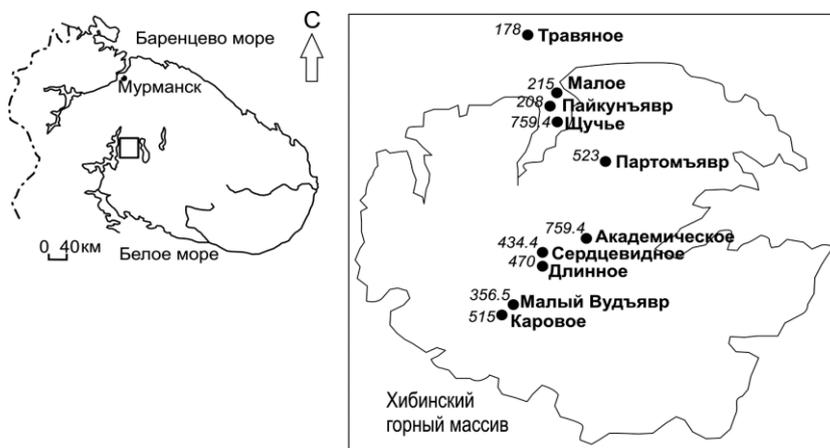


Рис.1. Карта-схема расположения малых озер Хибинского горного массива и прилегающих территорий с указанием высоты над уровнем моря, м

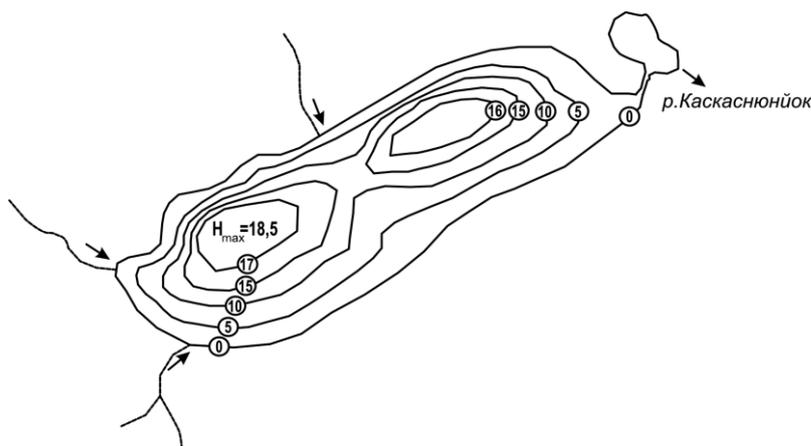


Рис.2. Батиметрическая схема оз.Академическое

Ландшафтные природно-территориальные комплексы Хибин, согласно системе физико-географического районирования, выделяются как особый район Западно-Кольской провинции, входящей в состав лесной зональной области Балтийской кристаллической страны. По своей структуре, компонентам (геологическое строение, рельеф, растительность, гидросеть) район относится к Хибинскому сложному ландшафту средних гор, межгорных долин и предгорий. В пределах района исследований выражена высотная поясность и выделяются лесной, лесотундровый и тундровый пояса, в свою очередь расчленяемые в зависимости от типа растительных группировок и особенностей микрорельефа (крутизны склонов и теплообеспеченности) (Куплетский, 1928; Природные условия..., 1986; Шварев, 2003).

Озеро Академическое представляет собой уникальный объект для палеоэкологических исследований благодаря особенностям ландшафтно-географического положения. В силу удаленности от транспортных сетей и высоты над уровнем моря, до 2007 г. водоем оставался практически не изученным в отношении батиметрии, гидрохимии и гидробиологии (Денисов, Терентьев, 2007). Озеро расположено в центре Хибинского горного массива на высоте 759.4 м над уровнем моря, площадь озера – 0.2 км<sup>2</sup>, площадь водосбора – 2.1 км<sup>2</sup>, средняя глубина – 10 м, максимальная – 18.5 м.

Питание озера осуществляется за счет снежников, присутствующих в цирке в течение всего июля, и атмосферных осадков. Судя по мощности и площади снежников, в отдельные годы они могут сохраняться в течение всего лета. Не исключается возможность подземного питания. Из озера берет начало один из притоков р.Каскаснюн-йок, вся система принадлежит бассейну оз.Умбозеро. Почвенный покров на водосборе оз.Академическое выражен слабо; растительность характеризуется преобладанием лишайников рода *Cetaria*, среди кустарничков встречаются *Betula nana*, представители сем. *Vacciniaceae*, *Suregaceae* и другие типичные растения высокогорной тундры. Склоны ледникового цирка крутые, с каменистыми осыпями, скальными выступами, трещинами. Дно водоема каменистое, сравнительно мелководная (0.5-2 м) литоральная зона переходит в чашу озера с крутыми склонами (5-8 м) до глубин 10-15 м. Средняя глубина водоема – 10 м, максимальная – 18.5 м. Водоем характеризуется высокой прозрачностью (до 15 м) и голубым цветом воды. В водоеме летом устанавливается температурная стратификация. Температура у поверхности может прогреваться летом до 16.8 °С, у дна – до 10.6 °С.

Развитие экосистемы озера в конце четвертичного периода в значительной степени зависело от величины летних температур, что, в свою очередь, определяло продолжительность периода открытой воды. Известно, что период от 3.2 тыс. лет назад до современности в Хибинских тундрах характеризуется значительными колебаниями климата (Лебедева, 1983, 2000; Елина и др., 2005). Во время потепления, максимум которого в Хибинах пришелся на V-X вв. («малый климатический оптимум»), температура января и года была на 1-1.5 °С, июля – на 2-2.5 °С выше современной. Осадки (в основном зимние) по сравнению с предыдущим временем уменьшились на 100-130 мм. Горное оледенение исчезло. Далее отмечаются последствия так называемого Малого ледникового периода, начало которого сопровождалось похолоданием XIII-XIV вв. (по некоторым данным – с XII в.). Во время потепления в XV-XVI вв. температура января и июля на 2-3 °С, годовая сумма осадков на 75-100 мм были выше современных значений. Похолодание XVIII-XIX вв. проявилось в снижении январской и годовой температуры на 2-2.5° и 1 °С по сравнению с современной; осадки были примерно равны современным. По мнению авторов (Природные условия ..., 1986), эти изменения не представляются достаточными для возникновения в Хибинах значительного горного оледенения.

Колебания границы леса за последние 1000-2000 лет проявляются в современных ландшафтах Хибин (Жукова-Хованская, Жучкова, 1985). Остатки крупных елей встречаются на склонах выше современной границы елового леса. На фоне значительных этапов климатических изменений также постоянно происходили более мелкие колебания. На современном этапе развития можно выделить некоторые естественные изменения ландшафтов Хибин за последнее столетие, что обусловлено как изменением климата, так и геоморфологическими процессами: сходом лавин, селей, оплывин и т.п. Проведенный анализ данных ранних и современных ландшафтных карт позволяет утверждать, что в течение XX в. в Хибинах произошло

увеличение температуры воздуха и влажности, что наиболее выражено в зимнее время. Эти изменения совпадают с тенденциями, отмеченными для всего северо-запада европейской части России. Для оз. Академическое эти процессы, очевидно, сопровождались увеличением водности за счет таяния снежников и ледников. В настоящее время ледниковое питание озера отсутствует. В непосредственной близости от водоема находится ледник, площадь которого значительно сократилась в течение XX в. (Зюзин, 2006). Вероятно, ледниковое питание водоема прекратилось сравнительно недавно.

Прямого антропогенного влияния на водоем в настоящее время не происходит, рекреационная нагрузка также, по-видимому, незначительна. Доминирование атмосферного питания озера определяет зависимость химического состава вод от аэротехногенных загрязнителей.

Для корректной оценки особенностей гидрогеохимических условий формирования вод на территории Хибинского горного массива, помимо самого оз. Академическое, были проанализированы химический состав вод и содержание хлорофиллов «a», «b» и «c» в планктоне целого ряда малых озер, не испытывающих прямого антропогенного загрязнения. Эти водоемы охватывают практически весь спектр ландшафтов, представленных на территории массива и прилегающих предгорных долин, от горной тундры до северотаежных природно-территориальных комплексов (рис.1).

Отбор проб из оз. Академическое был проведен в период экспедиционных работ 2007 г. Многочисленные данные о химическом составе вод других озер Хибин были получены в разное время – в период с 2001 по 2010 гг.

Для оценки гидрохимических параметров отбор проб воды из всех исследованных озер Хибинского горного массива производился в безледный период пластиковым батометром Рутгнера объемом 2.2 литра. Если глубина водоема превышала 4 м, пробы отбирались, по возможности, с поверхностных и придонных горизонтов. Анализ выполнен в химико-аналитической лаборатории ИППЭС КНЦ РАН. Определение основных гидрохимических параметров проводилось по стандартным методикам (Standard method ..., 1975; Руководство ..., 1977). Для контроля качества измерений pH, щелочности, концентраций хлоридов, сульфатов, щелочных и щелочноземельных элементов использовалась специализированная компьютерная программа ALPEFORM, включающая в себя сведения о балансе ионов, а также измеренные и расчетные значения электропроводности. Содержание хлорофиллов в планктоне было определено по методикам, описанным ранее (Jeffrey, Humphrey, 1975; Шаров, 2004). В оз. Академическое также измерялось содержание кислорода в воде.

Колонки ДО оз. Академическое были получены с помощью пробоотборника открытого гравитационного типа (внутренний диаметр трубки 44 мм) с автоматически закрывающейся диафрагмой (Skogheim, 1979) и ненарушенными транспортировались в лабораторию для дальнейших анализов. Всего было отобрано 4 колонки ДО мощностью от 21 до 11 см. Отбор был произведен в зоне аккумуляции отложений на глубине 16.3 м. Часть проб (колонка ДО мощностью 11 см) была использована для анализа химического состава отложений и послонной динамики концентраций различных элементов. Содержания элементов в ДО определялись по методике, разработанной И.В.Родиошкиным (1995), с помощью атомно-абсорбционного спектрофотометра (AAS-30, Perkin-Elmer) в воздушно-пропановом (Ni, Cu, Co, Zn, Cd, Pb, Mn, Fe, Na, K), воздушно-ацетиленовом (Mg, Ca) и закись азота-ацетиленовом (Al) пламени. Определялись потери при прокаливании как косвенный показатель содержания органического вещества.

Распределение химических элементов в ДО было использовано в качестве маркера для определения начала и оценки хода развития промышленного загрязнения. Уровень загрязнения ДО химическими элементами оценивался коэффициентом загрязнения  $C_f$  по следующей классификации:  $C_f < 1$  – низкий,  $1 \leq C_f < 3$  – умеренный,  $3 \leq C_f < 6$  – значительный,  $C_f \geq 6$  – очень высокий (Даувальтер, 2002). Концентрации элементов в ДО были использованы в качестве маркера, иллюстрирующего начало антропогенного загрязнения и позволяющего косвенно определить возраст отложений.

Для изучения диатомовых комплексов была использована колонка ДО мощностью 21 см. Диатомовый анализ донных отложений был проведен по стандартной общепринятой методике (Диатомовый анализ, 1949; Давыдова, 1985; Денисов и др., 2006; Денисов, 2007; Кашулин и др., 2008). Колонки были разделены на слои мощностью 1 см, которые и послужили материалом для всех видов анализа. Все обнаруженные в препаратах створки водорослей определялись, по возможности, до внутривидовых таксономических категорий согласно определителям (Krammer, Lange-Bertalot, 1988-1991). Подсчет и таксономическая идентификация диатомей была проведена на световом микроскопе «Motic BA 300» при увеличении в 400-1000 раз, с применением иммерсионного объектива. В качестве иммерсионной жидкости использовалось иммерсионное масло «Cargille» Type B ( $n_D = 1.5150 \pm 0.0002$ ).

Дальнейший анализ включал послойное исследование таксономической структуры диатомовых комплексов, динамику относительной численности (%) доминирующих видов и оценку общей численности створок в отложениях. Видовое разнообразие оценивалось с помощью индекса Шеннона-Уивера ( $H'$ , бит/экз.).

Выполнен анализ толерантности обнаруженных таксонов по отношению к рН, и вычислено интегральное значение величины рН для каждого слоя отложений методом авторов (Моисеенко, Разумовский, 2009) по следующей формуле:

$$pH = \sum p h_i \cdot k / \sum k,$$

где  $p h_i$  – индивидуальное значение для каждого таксона-индикатора;  $k$  – показатель обилия, выражается в баллах или значениями численности. В данной работе в качестве показателя  $k$  использована величина численности каждого индикаторного таксона. При этом классификация групп диатомей по отношению к рН среды осуществлялась по синтетической схеме, представленной на рис.3.

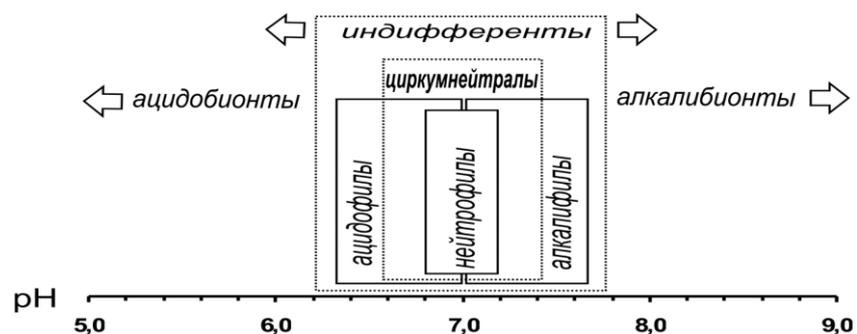


Рис.3. Классификация толерантности водорослей по отношению к рН

Таким же образом, выделялись нейтрофилы – с оптимумом развития при рН 7.0, циркумнейтралы – обитающие в диапазоне значений рН, близких к нейтральному, индифференты – способные развиваться в сравнительно широком диапазоне рН, алкалофилы – предпочитают рН > 7.0, алкалобионты – рН 7.6 и выше, ацидофилы – рН < 7.0 и ацидобиионты – развивающиеся при сравнительно низких значениях рН 6.4 и ниже.

Для каждого слоя отложений был рассчитан индекс сапробности *S* как показатель присутствия в среде элементов биогенного питания и косвенный индикатор трофического статуса озера (Сладечек, 1967; Баринаева и др., 2006). В анализе были использованы данные об экологии отдельных таксонов водорослей, индивидуальные показатели сапробности и отношение к рН из обновляемой базы данных по экологии водорослей (Баринаева и др., 1996, 2006).

Для выделения основных этапов развития экосистемы озера за исследованный период накопления донных отложений был применен кластерный анализ, в основу классификации легли показатели относительной численности доминирующих таксонов диатомей.

Современное состояние экосистемы водоема оценивалось также с помощью гидробиологических показателей: были получены образцы фито- и зоопланктона, а также фитоперифитона: в литоральной зоне озера, на стоке и с глубины 10 м. Было отмечено, что начиная с глубины 5 м в водоеме интенсивно развиваются мохообразные (Marchantiophyta), водоросли перифитона используют их в качестве субстрата. Анализ проб фито-, зоопланктона и фитоперифитона был проведен по стандартным общепринятым методикам (Руководство ..., 1992; Комулайнен, 2003).

## Результаты и обсуждение

**Гидрохимическая характеристика.** Для сравнительной оценки положения оз. Академическое в локальной геохимической системе вод района исследования были проанализированы основные современные гидрохимические характеристики малых озер Хибинского горного массива, не испытывающих прямого антропогенного воздействия, различающихся батиметрией, площадью водосбора, глубиной, высотой над уровнем моря. Было проведено сравнение данных гидрохимического анализа проб воды из водоемов Хибин, отобранных непосредственно в июле 2007 г – в то же время, когда был проведен отбор проб из оз. Академическое (табл.1). Дополнительно сопоставлены основные гидрохимические характеристики, в первую очередь, содержание элементов биогенного питания, рН и щелочность – для 10 озер, пробы из которых отобраны в разное время за период работ 2001 по 2010 гг. (рис.4). Из этих данных видно, что оз. Академическое соответствует естественно-природным водоемам Кольского п-ова с низкими концентрациями биогенных элементов и общей минерализацией, высоким содержанием кислорода, слабым развитием фитопланктона, что следует из низких значений содержания хлорофиллов. Трофический статус соответствует олиготрофному.

Содержание биогенных элементов во всех исследованных водоемах по эколого-санитарным нормативам для поверхностных вод суши не превышает уровня II класса – «чистые» (Романенко и др., 1990). Содержание тяжелых металлов соответствует фоновым водам Кольского п-ова, воды также характеризуются низкими значениями цветности и высокой прозрачностью. Выявлена высокая вариабельность содержания биогенных элементов для водоемов различного типа. Наблюдается тренд на повышение значений щелочности (Alk), содержания общего азота ( $N_{\text{общ}}$ ), нитратов ( $NO_3$ ) и общего фосфора ( $P_{\text{общ}}$ ), а также на снижение содержания аммонийного азота ( $NH_4$ ) с увеличением водосборной площади (рис.4, табл.1).

Таблица 1

Средние значения гидрохимических показателей и содержание хлорофиллов  
в планктоне малых водоемов Хибинского горного массива в июле 2007 г.

Глубина отбора, м	Академическое		Сердцевидное	Длинное	Малый Вудъявр	
	1 м	15 м	1 м	1 м	1 м	11 м
Chl <i>a</i> , мг/л	0.73	0.98	1.14	0.72	0.96	1.00
Chl <i>b</i> , мг/л	0.06	0.00	1.44	0.00	1.34	1.38
Chl <i>c</i> , мг/л	0.21	0.00	0.15	0.66	1.53	1.57
O <sub>2</sub> , мг/л	12.19	11.07	-	-	-	-
pH	6.75	6.97	7.33	7.01	6.94	6.94
Электропроводность (20 °С), мкСм/см	13	13	33	23.5	25	26
Щелочность мкэкв/л	80	81	248	152.5	194	203
Цветность, °Pt	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Органическое вещество, мгС/л	1.9	2.0	0.48	1.85	2.9	2.7
P <sub>общ</sub> , мкг/л	2	1	0.38	0.38	1	2
N <sub>общ</sub> , мкг/л	97	89	5	4	74	85
Ca, мг/л	0.20	0.20	132.5	120	0.60	0.65
Na, мг/л	2.52	2.47	0.56	0.45	4.33	4.46
K, мг/л	0.60	0.60	6.19	3.80	1.18	1.27
Sr, мкг/л	3	3	1.71	1.25	47	48
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/л	1.3	1.2	80	66	1.7	1.5
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мкгN/л	53	34	2.7	2.36	56	57
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , мкгP/л	0	0	120	130	1	1
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мкгN/л	3	5	0	0	16	13
Cl <sup>-</sup> , мг/л	0.53	0.53	15.5	7.5	0.49	0.50
Fe, мкг/л	5	4	0.68	0.72	4	4
Al, мкг/л	18	20	15.75	8.65	42	47
Cu, мкг/л	0.7	0.6	38.5	25.7	0.7	0.2
Ni, мкг/л	0.4	0.5	0.1	0.4	0.9	0.8
Co, мкг/л	0.0	0.1	<0.1	0.4	0.1	0.0
Zn, мкг/л	1.1	0.7	<0.2	<0.2	4.0	1.0
Mn, мкг/л	0.9	0.3	1.2	1.75	0.5	0.6
Pb, мкг/л	0.0	0.0	0.4	0.6	0.2	0.0
Cd, мкг/л	0.00	0.00	0.05	0.05	0.03	0.00
Si, мг/л	1.38	1.3	2.53	1.27	2.49	2.5

ПРИМЕЧАНИЕ. Здесь и в табл.2 прочерк – отсутствие данных.

Озеро Академическое по своим гидрохимическим характеристикам вписывается в категорию водоемов с малой водосборной площадью и площадью зеркала. Значительный разброс гидрохимических показателей в различные периоды отбора проб для водоемов этого типа, очевидно, определяется высокой зависимостью от атмосферного питания. По-видимому, даже небольшое количество осадков может привести к существенным отклонениям от средних значений. Таким образом, очевидна определяющая роль размеров водосборной площади и атмосферного питания в формировании качества вод малых озер Хибинского массива.

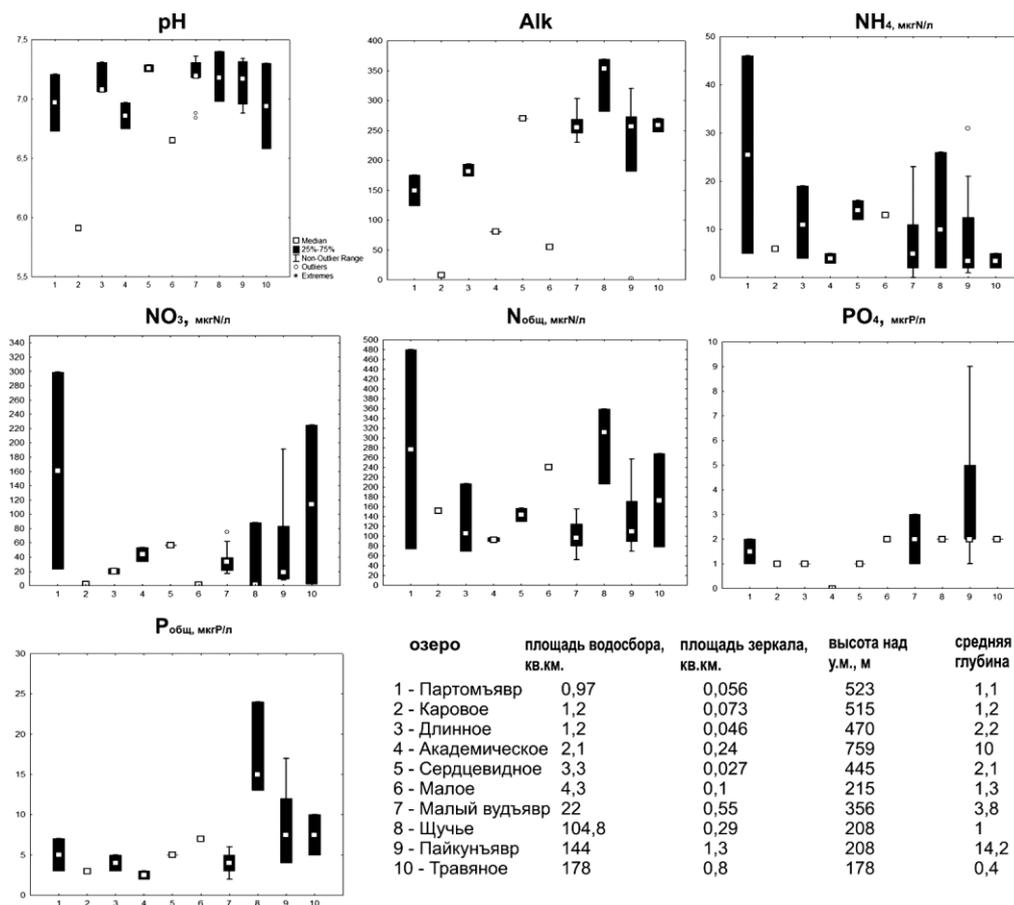


Рис.4. Диапазоны изменений и средние значения (медiana) некоторых основных гидрохимических характеристик озер Хибинского горного массива и предгорных территорий (по данным исследований 2001-2010 гг.). Водоемы расположены в порядке увеличения водосборной площади

**Гидробиологическая характеристика.** Фитопланктон оз.Академическое характеризуется значительной бедностью: водоросли встречаются в толще воды единично. Биомасса также невелика – 0.21-0.29 г/м<sup>3</sup>, что соответствует диапазону значений для других малых олиготрофных водоемов Хибин (Кашулин и др., 2008). В составе фитопланктона оз.Академическое не было обнаружено истинно планктонных водорослей; единично присутствовали некоторые планктонно-бентосные диатомовые рода *Achnanthes* (*Bacillariophyta*) – *Achnanthes subatomoides* (Hust.) Lange-Bert. et R.E.M. Archibald., по-видимому, лишенные протопластов, которые могли оказаться в планктоне случайно. Содержание хлорофиллов также низкое, что свидетельствует о слабом развитии фитопланктона и малых значениях первичной продукции в середине биологического лета (табл.1). Все полученные значения согласуются с данными по водоемам Кольского полуострова, где для тундровых озер характерны низкие (в среднем 0.2-0.3 мг/м<sup>3</sup>) концентрации хлорофилла «a» (Летанская, 1974). По шкале С.П.Китаева (1984), по содержанию хлорофилла «a» оз.Академическое может быть отнесено к α-олиготрофным.

Зоопланктон также характеризуется низкими значениями численности. Качественные пробы показали присутствие единственного представителя – ракообразного рода *Bosmina*. Для ракообразных представителей зоопланктона оз. Академическое была характерна ярко-красная окраска – следствие высокого содержания кислорода в воде, что подтверждается гидрохимическими данными (табл.1)

*Фитоперифитон*. Водоросли перифитона водоема характеризуются более высоким разнообразием ( $H' = 2.3$  бит/экз.) и численностью (71 тыс. кл/см<sup>2</sup>).

Всего было выявлено 24 таксона водорослей рангом ниже рода в четырех отделах: 4 – Cyanoprokaryota, 5 – Chlorophyta, 1 – Dynophyta, 14 – Bacillariophyta. Распределение обрастаний по дну озера было неравномерным. На каменистой литорали озера на глубинах 0-1 м обрастания были сформированы единственным представителем – *Dichothrix gypsophila* (Kütz.) Born. et Flah. (Cyanoprokaryota). Эта водоросль заселяет не только литораль, но и увлажняемые участки береговой линии водоема, проективное покрытие составляет 60-70% субстрата, численность – около 2.2 млн кл/см<sup>2</sup>. По своим экологическим характеристикам вид является типичным обитателем ультраолиготрофных водоемов с высоким содержанием кислорода и крайне низким содержанием биогенных веществ. Индекс сапробности этого вида соответствует 0.3. Фитоперифитон более глубоких участков дна (2-10 м) представлял собой комплекс плотных обрастаний печеночных мхов и эпифитно развивающихся на них водорослей, в основном диатомовых (Bacillariophyta) и зеленых (Chlorophyta). При этом на стоке озера (исток р.Каскасион-йок) также развивается *D. gypsophila* и единично присутствуют реофильные диатомовые – *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kütz.

Очевидно, водные мхи подкисляют воду озера в процессе жизнедеятельности, обуславливая тем самым формирование типичного олиготрофного ацидофильного комплекса диатомей, развивающихся на мхах эпифитно. Доминантом являлся типичный ацидофил, характерный для олиготрофных низкоминерализованных вод: *Brachysira brebissonii* (Grun. in Van Heurck) Ross (до 48.3%). Многочисленными (до 18.7%) были представители рода *Eumotia*, в основном *Eumotia arcus* Ehrb. var. *arcus*, – бентосный космополит, ацидофил, а также род *Frustulia* (до 22%), в основном *F. rhomboides* var. *crassinervia* (Bréb.) Ross, предпочитающий проточные олиготрофные воды бентосный ацидофил, реже встречался *Frustulia spicula* var. *alpina* Amosse – вид со схожей экологией. Менее многочисленными были *T. flocculosa* (до 3.7%) – широко распространенный планктонно-бентосный ацидофил и *Pinnularia divergens* W. Sm. var. *divergens* (3.4 %) – типичный арктоальпийский вид, индифферентный по отношению к рН, предпочитает олиготрофные стоячие воды.

Из динофитовых водорослей был единственный представитель рода *Peridinium* (*Peridinium nangoei*?), в пробах было обнаружено всего 3 экземпляра, очевидно, утративших жизненные функции (таксономическое определение проводилось в нефиксированном материале).

Зеленые водоросли были немногочисленными, их сообщества были представлены в основном одноклеточными десмидиевыми: *Cosmarium botrytis* Ralfs var. *botrytis* – планктонный космополит, индифферентный по отношению к рН; *Cosmarium punctulatum* Bréb. – планктонно-бентосный космополит, ацидофил, обитающий при рН < 7.0 в низкоминерализованных водах, единично – *Cosmarium subspeciosum* Nordst. Отмечены также *Euastrum* sp. и *Staurastrum* sp. Индекс сапробности, рассчитанный по фитоперифитону, соответствует олигосапробной (o) степени сапробности и II классу чистоты воды – «чистые воды».

Распределение фитоперифитона в оз. Академическое объясняется неоднородностью условий, меняющихся с глубиной; кроме того, на дне водоема

развиваются водные печеночные мхи, формирующие особый комплекс условий для развития эпифитных диатомовых водорослей.

**Химический состав донных отложений.** Особое внимание было уделено анализу характера распределения в ДО свинца и кадмия, индуцирующих аэротехногенное загрязнение, связанное с глобальным развитием промышленности в Западной Европе, никеля – регионального загрязнителя, связанного с деятельностью крупных металлургических комбинатов. Исследовались потери при прокаливании как показатель содержания органического вещества (ППП, %), а также элементы, связанные с апатитовым производством в Хибинах – фосфор, алюминий и стронций. Основные результаты представлены на рис.5.

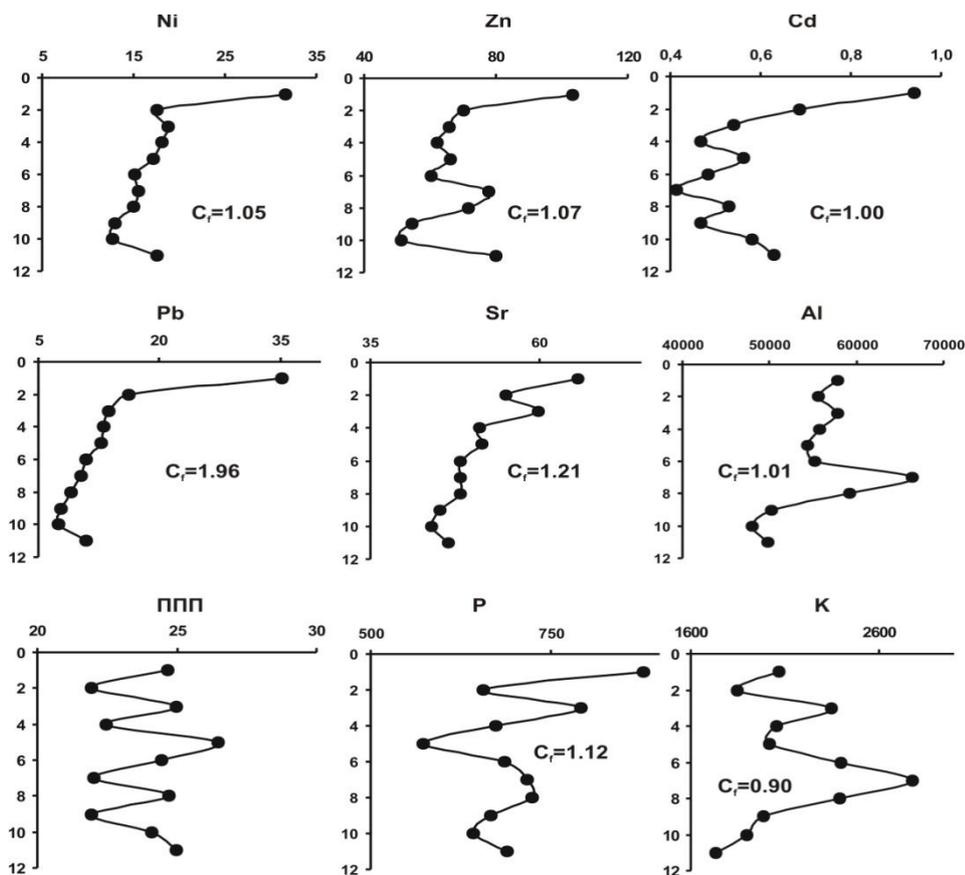


Рис.5. Динамика содержания некоторых химических элементов (мкг/г) и потерь при прокаливании (%) в ДО оз.Академическое.  $C_f$  – коэффициент загрязнения ДО этими элементами

Коэффициенты загрязнения  $C_f$  для всех элементов не превышают 2, что соответствует умеренному уровню загрязнения ДО. Максимальный  $C_f$  был зарегистрирован для Pb. Наблюдается значительное увеличение (более чем в два раза) содержания металлов – Pb, Ni, Cd, Zn и Sr в верхних слоях отложений, в интервале 0-2 см. Очевидно, это результат глобального загрязнения атмосферы северо-запада Европы этими элементами в XIX-XX вв. Таким образом, антропогенное влияние было зарегистрировано только в верхних слоях отложений, что свидетельствует о крайне низких скоростях седиментации в водоеме.

С учетом литературных данных (Norton et al., 1990; Даувальтер, 2002), а также особенностей батиметрии, малой площади водосбора, характера распределения химических элементов, связанных с антропогенной деятельностью, а также в связи с отсутствием интенсивного поступления аллохтонного вещества с водотоками, в основу последующего анализа легло предположение, что скорость накопления ДО составляет около 0.1 мм в год, или 1 см в 50 лет. Таким образом, можно предположить, что исследованный период формирования ДО мощностью 21 см составляет приблизительно 900-1000 лет, без учета исторической динамики скорости седиментации и процессов диагенеза.

**Диатомовые комплексы донных отложений.** Всего было обнаружено 28 таксонов диатомовых водорослей, наиболее массовые виды, составляющие основу численности, представлены на рис.6 и в табл.2. Было установлено, что абсолютное большинство выявленных таксонов являются бентосными, планктонно-бентосными и обрастателями, доля форм, встречающихся в планктоне, ничтожно мала и приурочена в основном к нижним слоям (интервал ДО 19-21 см) – *Cyclotella radiosa* (Grun.) Lemm., *C. rossii* Håkans. Это свидетельствует о том, что на протяжении всего исследуемого периода высокая прозрачность воды позволяла развиваться богатым бентосным группировкам. В препаратах часто встречались типично арктоальпийские таксоны, предпочитающие холодноводные условия (*Cymbella arctica* (Lagerst.) Schmidt), а также обитатели олиготрофных и ультраолиготрофных вод (виды рода *Frustulia*). Доминирующее положение по численности занимает *Brachysira brebissonii* (Grun. in Van Heurck) Ross, положение субдоминантов занимают *Pinnularia divergens* W. Sm. var. *divergens* и *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kütz. Большинство выявленных таксонов (84%) являются ультраолиготрофными и олиготрофными ацидофилами по отношению к pH (обитают в условиях pH < 7.0).

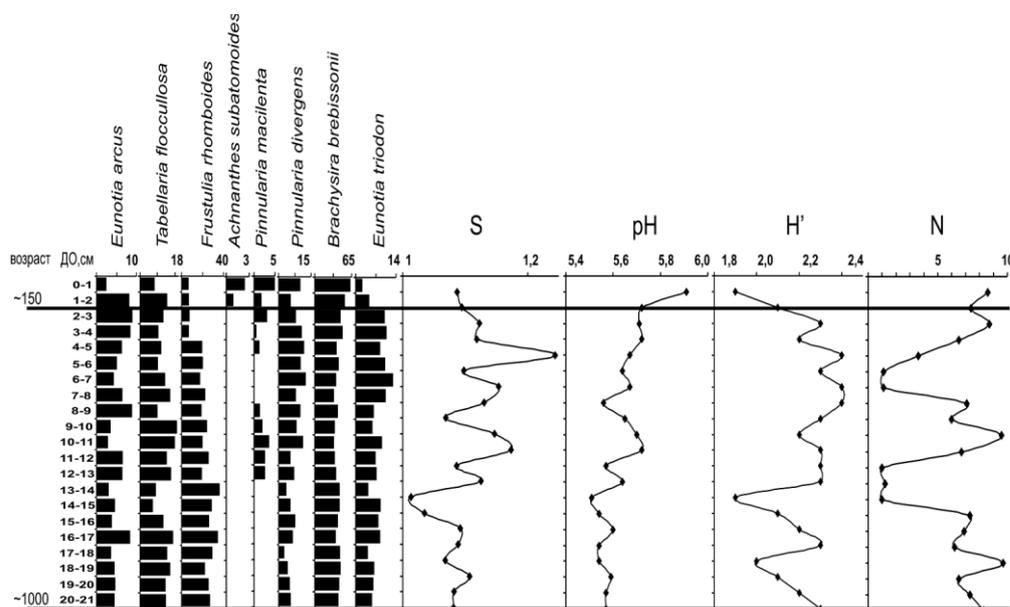


Рис.6. Диатомовые комплексы оз.Академическое: относительная численность (%) наиболее массовых видов, сапробность (S), реконструированные значения pH, видовое разнообразие (индекс Шеннона-Уивера H'), N – численность створок диатомей на 1 г вещества ДО. Линией отмечен период начала интенсивного накопления тяжелых металлов

Таблица 2

Таксономический состав диатомовых водорослей ДО оз.Академическое  
и некоторые экологические характеристики выявленных видов

Таксон	Местообитание	Отношение к рН	S
1. <i>Achnanthes bioretii</i> Germ.	Бентосный	neu	0.5
2. <i>Achnanthes calcar</i> Cl.	То же	alf	-
3. <i>Achnanthes flexella</i> (Kütz.) Brun var. <i>flexella</i>	«	ind	1.5
4. <i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i> Lange-Bert.	«	alf	1.0
5. <i>Achnanthes minutissima</i> var. <i>cryptocephala</i> Grun.	«	ind	-
6. <i>Achnanthes subatomoides</i> (Hust.) Lange-Bert. et R.E.M. Archibald	«	acf	1.2
7. <i>Brachysira brebissonii</i> (Grun. in Van Heurck) Ross	«	acf	-
8. <i>Brachysira serians</i> (Bréb. ex Kütz.) Round et Mann var. <i>serians</i>	«	acf	0.8
9. <i>Cyclotella radiosa</i> (Grun.) Lemm.	Планктонный	alb	1.5
10. <i>Cyclotella rossii</i> Håkans.	То же	-	1.5
11. <i>Cymbella arctica</i> (Lagerst.) Schmidt	Бентосный	-	-
12. <i>Eunotia alpina</i> (Näg.) Hust.	«	acf	0.8
13. <i>Eunotia arcus</i> Ehrb. var. <i>arcus</i>	«	acf	0.8
14. <i>Eunotia diadema</i> Ehrb.	«	acf	-
15. <i>Eunotia exigua</i> (Bréb. ex Kütz.) Rabenh. var. <i>exigua</i>	«	acf	1.5
16. <i>Eunotia triodon</i> Ehrb.	«	acf	1.5
17. <i>Frustulia rhomboides</i> (Ehrb.) De Toni var. <i>Rhomboides</i>	«	acf	0.9
18. <i>Frustulia rhomboides</i> (Ehrb.) De Toni var. <i>rhomboides</i>	«	acf	0.9
19. <i>Frustulia rhomboides</i> var. <i>crassinervia</i> (Bréb.) Ross	«	-	-
20. <i>Frustulia spicula</i> var. <i>alpina</i> Amosse	«	-	-
21. <i>Navicula radiosa</i> Kütz. var. <i>radiosa</i>	«	ind	1.1
22. <i>Pinnularia alpina</i> W. Sm.	«	acf	-
23. <i>Pinnularia divergens</i> var. <i>undulata</i> A. Cl.-Euler	«	-	-
24. <i>Pinnularia divergens</i> W. Sm. var. <i>divergens</i>	«	ind	1.4
25. <i>Pinnularia macilenta</i> (Ehrb.) Ehrb.	«	-	-
26. <i>Pinnularia microstauron</i> var. <i>brebissonii</i> (Ehrb.) Cl.	«	ind	0.7
27. <i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz. var. <i>fenestrata</i>	Планктонно-бентосный	neu	0.2
28. <i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kütz.	То же	acf	1.9

В поверхностных слоях ДО (0-2 см) было зарегистрировано появление вида, не встречающегося в более нижних слоях отложений – *Achnanthes subatomoides* (Hust.) Lange-Bert. et R.E.M. Archibald (рис.6). Это может быть свидетельством изменения условий в водоеме в связи с глобальным промышленным загрязнением. По своим экологическим характеристикам вид не является индикатором промышленного загрязнения или эвтрофирования. Тем не менее, факт появления нового вида – показатель меняющихся условий среды, вероятно, в том числе и гидрохимической, на что указывает рост концентрации Ni и Pb в этих же слоях отложений, а также реакция экосистемы на изменения климата в последние столетия. Изменения диатомовых комплексов в интервале слоев колонки ДО 2-21, очевидно, связаны с естественными изменениями окружающей среды и климата при полном отсутствии воздействия антропогенных факторов.

Индекс сапробности  $S$  был использован в качестве косвенного показателя изменения уровня трофии озера. Водоем на всем исследованном периоде развития являлся олиготрофным, колебания индекса сапробности могли происходить в ответ на изменения температурного и гидрологического режимов, а также динамики продолжительности периода открытой воды. Минимум  $S$  приходится на слой отложений (13-14 см), что приблизительно соответствует периоду 550 лет назад. Это время для Кольского п-ова было ознаменовано минимумом летней температуры воздуха, что сказалось на температурном режиме (Природные условия ..., 1986). Этому же периоду соответствуют минимумы видового разнообразия ( $H'$ ) и реконструированных значений рН (рис.6).

Значения рН изменяются в диапазоне 5.5-5.9 и демонстрируют устойчивый тренд к увеличению по направлению к поверхностным слоям отложений. Таким образом, тенденции к аэротехногенному закислению водоема выявлено не было: наблюдаются процессы увеличения рН и для верхнего слоя ДО зафиксировано максимальное для колонки значение. Многие виды диатомей, входящие в комплекс доминантов, развиваются эпифитно на водных мхах. Известно, что мхи способны уменьшать рН в ходе своей жизнедеятельности, тем самым обеспечивая условия для развития ацидофильной диатомовой флоры в придонных слоях при отсутствии перемешивания водных масс.

Очевидно, перифитонные сообщества, включая комплексы мохообразных и диатомей, существовали совместно в водоеме на протяжении всего исследованного периода, чем объясняются аномально низкие значения рН для озера в щелочном массиве Хибинских тундр. Увеличение рН, вероятно, связано с питанием водоема: таяние ледников и уменьшение их площади, очевидно, привело к большему контакту питающих ручьев с щелочными породами водосбора. Динамика рН также связана с увеличением глубины, площади и водности озера за счет эрозионных процессов на водосборе и является косвенным свидетельством климатических изменений в сторону потепления и тренда на увеличение трофического статуса озера. Таким образом, динамику этого показателя можно рассматривать как отражение этапа классической олиготрофно-эвтрофной сукцессии.

В последние два столетия регистрируется увеличение общей численности диатомей с одновременным снижением индекса сапробности. Этапы наиболее значимых изменений в экосистеме водоема подтверждают результаты кластерного анализа, выполненного на основе соотношения относительной численности диатомей (рис.6). Наиболее резко по условиям отличаются верхние слои донных отложений, соответствующие современному периоду развития водоема, который охватывает последние 100-150 лет.

По результатам кластерного анализа на основе соотношения относительной численности доминирующих таксонов (%), реконструированных значений рН, индекса сапробности  $S$  и видового разнообразия ( $H'$ , бит/экз.) было выделено три основных этапа развития экосистемы водоема (рис.7). Первые два этапа (I и II), объединенные в один кластерный блок, характеризуют «доиндустриальный» период развития водоема. Заключительный, третий этап (III) включает слои, сформированные при участии антропогенного фактора, в виде загрязнителей аэротехногенного происхождения.

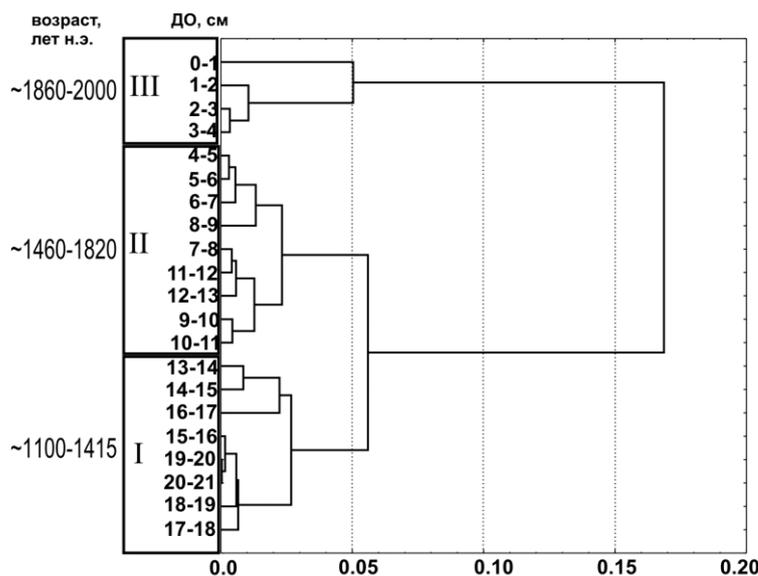


Рис.7. Классификация слоев донных отложений оз.Академическое на основе различных показателей комплексов диатомей (соотношение относительной численности доминирующих таксонов, реконструированные значения рН, S, H') и основные этапы развития экосистемы водоема по результатам кластерного анализа (метод Варда, манхэттенские расстояния)

I этап характеризует изменения окружающей среды и климата, вероятно связанные с окончанием средневекового климатического оптимума и началом Малого ледникового периода. На диатомеях это отразилось в виде тренда на уменьшение индекса сапробности. В начале этого периода происходит полное исчезновение планктонных центрических форм (*C. radiosa*, *C. rossii*) из состава комплексов, что является косвенным свидетельством уменьшения водности. Этот этап от последующего был отделен экстремальными климатическими условиями, когда условия для обитания диатомовых водорослей были наихудшими. В этот период, приходящийся на XIV-XV вв., практически все показатели диатомовых комплексов были минимальными для всего исследованного периода развития экосистемы: общая численность, видовое разнообразие, реконструированные значения рН, сапробность (рис.6). Очевидно, это результат существенного сокращения периода открытой воды в течение сезона в результате изменения климата в частности похолодания, приходящегося на этот период (Борисенков, Пасецкий 1983).

II этап, по сравнению с предыдущим минимумом, ознаменован ростом значений всех интегральных показателей, включая общую численность, видовое разнообразие, индекс сапробности и рН. Появляется ранее не развивающийся в водоеме вид – *Pinnularia macilenta* (Ehrb.) Ehrb., и увеличивается относительная численность *P. divergens* var. *divergens*. Очевидно, это связано с некоторым временным потеплением климата в этот период, описываемый как «вторая фаза» Малого ледникового периода. В дальнейшем, в течение этого периода опять наблюдается снижение общей численности диатомей, с сохранением высоких для разреза значений видового разнообразия. Также зарегистрировано некоторое снижение рН и индекса сапробности (рис.6).

III этап охватывает современный период развития экосистемы водоема. Здесь проявились как климатические факторы, связанные с окончанием Малого ледникового периода (~150 лет назад), так и антропогенные факторы, связанные с аэротехногенным загрязнением. Очевидно, эти изменения в экосистеме вызваны, с одной стороны, общим потеплением климата в регионе (Жукова-Хованская, Жучкова, 1985; Природные условия ..., 1986; Зюзин, 2006; Demin, Zyuzin, 2007; Демин, Мороз, 2010), с другой – глобальным аэротехногенным загрязнением, вызывающим изменение гидрохимических условий.

Основываясь на предполагаемых скоростях седиментации, подтвержденных характером накопления тяжелых металлов в ДО, динамика pH, S и H' была сопоставлена с величиной солнечной постоянной (TSI, Вт/м<sup>2</sup>) за последние 1200 лет, реконструированной по космогенному <sup>10</sup>Be из разрезов полярных льдов в Гренландии (в рамках проекта Greenland Ice Core Project – GRIP) и представленной в работах авторов (Steinhilber et al., 2009; Steinhilber, Beer, 2011).

Было выявлено значительное сходство экстремумов этих величин и показана практически идентичная их динамика на всем исследованном периоде, за исключением последних полутора веков (рис.8). Подобная зависимость сразу трех интегральных биологических показателей от величины TSI убедительно подтверждает наличие тесной взаимосвязи между солнечной активностью и историческим развитием экосистем через динамику климатической системы Земли.

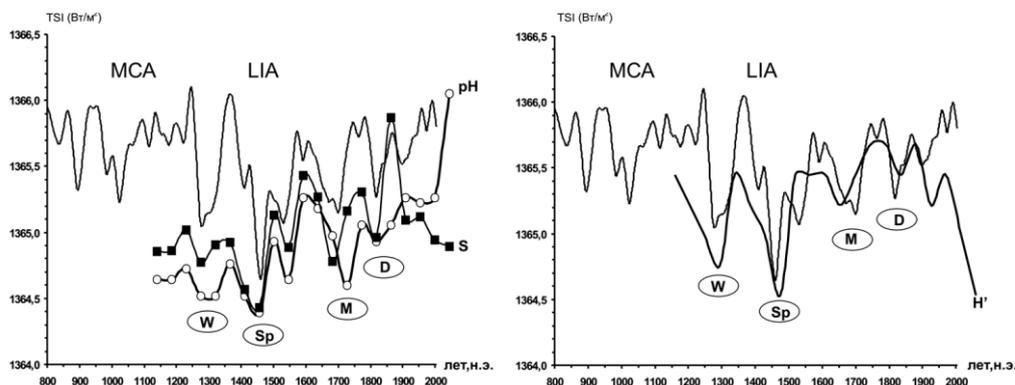


Рис.8. Динамика реконструированных значений солнечной постоянной (total solar irradiation – TSI) за последние 1200 лет в сопоставлении с интегральными показателями диатомовых комплексов донных отложений оз.Академическое: S – сапробность, pH (реконструированные значения) и видовое разнообразие (H', бит/экз.). MCA (Medieval Climate Anomaly) – средневековый климатический оптимум, LIA (Little Ice Age) – Малый ледниковый период. Минимумы солнечной активности: W – Вольфа; Sp – Шпёнера; M – Маундера; D – Дальтона

Установлена ярко выраженная связь реконструированных по диатомовым комплексам значений pH, индекса сапробности S и видового разнообразия (H') с солнечной активностью, выраженной величиной TSI, представленной в работах авторов (Steinhilber, Beer, 2011). Выявление подобной зависимости, очевидно, стало возможным благодаря уникальности самого озера, на развитие экосистемы которого в минимальной степени оказывают влияние водосборные процессы. Не исключено, что именно благодаря полному отсутствию древесной растительности и почв на склонах ледникового цирка, которым ограничен водосбор, влияние других мощных факторов, таких как поступление биогенных компонентов, гуминовых веществ,

взвешенных частиц, не оказало определяющего действия на развитии водорослевых сообществ. Являясь фотоавтотрофами, диатомовые водоросли позволили обнаружить наличие связи с солнечной активностью, что открывает определенные возможности для палеоклиматических реконструкций. Полученные зависимости, очевидно, не отражают динамики только лишь температурных условий, а являются результатом воздействия целого комплекса средообразующих регулирующих факторов и требуют дополнительных исследований и анализа механизмов трансформации и характера передачи энергии Солнца между компонентами климатической системы к живым организмам. Из-за сложности взаимосвязанных компонентов этой системы, воздействие активности Солнца на водорослевые сообщества возможно лишь через целый комплекс различных элементов, включая атмосферные и гидрологические процессы, а также эндогенные факторы Земли (рис.9). Таким образом, в упрощенном виде это можно представить, как передачу системе определенного количества энергии, которая через определенную последовательность этапов и трансформаций в конечном итоге способна оказывать влияние на функционирование водной экосистемы. Это влияние не проявляется как прямая положительная связь и не сводится к увеличению численных показателей водорослей в ответ на увеличение количества переданной от Солнца энергии. Цепь взаимосвязанных уровней передачи энергии, судя по всему, обладает эффектом «триггера», запускающего в результате через климатическую систему определенный гидрологический механизм непосредственного воздействия на водоем, который находит отражение в интегральных показателях сообществ диатомовых водорослей. Очевидно, что выявление такой взаимосвязи возможно лишь при отсутствии других более мощных факторов, например, антропогенных.

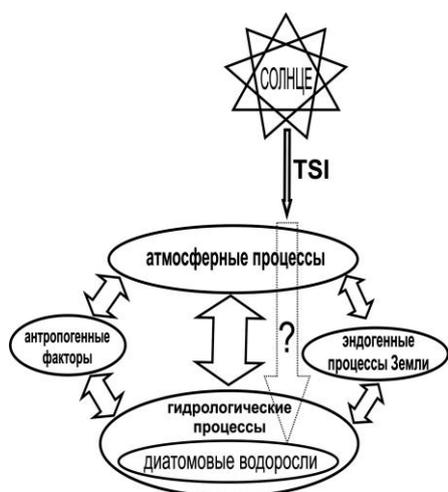


Рис.9. Глобальная факторная система, определяющая развитие диатомовых сообществ

Влияние TSI на развитие сообществ водорослей требует дополнительных исследований механизмов трансформации передачи энергии Солнца между компонентами климатической системы к живым организмам.

Примечательно, что минимумы всех трех реконструированных показателей (pH, S и H<sup>+</sup>) четко совпали со всеми минимумами солнечной активности; самые низкие значения для них соответствовали минимуму Шпёнера, который длился с 1460 по 1550 гг.

и пришелся на Малый ледниковый период (рис.8). Для Хибинского горного массива наименее благоприятные условия для развития водорослей сформировались в XIV-XV вв. (Малый ледниковый период) и приходились на минимум солнечной активности Шпёнера. Начало антропогенного преобразования экосистемы водоема с XIX в. демонстрирует полное расхождение интегральных показателей диатомовых комплексов с величиной TSI. Наглядно показано, что появление дополнительного фактора, в данном случае антропогенного загрязнения, делает невозможным отслеживать связь с солнечной активностью биологических показателей.

## Выводы

Озеро Академическое является уникальным объектом для палеолимнологических исследований глобальных преобразований окружающей природной среды и климата в силу целого ряда особенностей. Малая площадь водосбора и практически полное отсутствие почвенного покрова сводит к минимуму влияние каких-либо водосборных процессов, за исключением питания водоема, поэтому химический состав вод и гидрологический режим в значительной степени регулируется атмосферными осадками. Это единственное малое озеро на Кольском п-ове, расположенное на большой высоте над уровнем моря и обладающее глубиной более 18 м, что позволяет получить колонки отложений с ненарушенной стратификацией, а также, в сочетании с региональными климатическими условиями, определяет высокую зависимость экосистемы водоема от температурного режима и периода открытой воды. Малые (около 0.1 мм в год) скорости процессов седиментации позволяют исследовать длительные этапы в развитии экосистемы водоема даже при использовании колонок отложений небольшой мощности. Прямое мощное антропогенное влияние на водоем отсутствует, что делает возможным отслеживать последствия глобального аэротехногенного загрязнения.

В настоящее время по своим гидрохимическим характеристикам и гидробиологическим показателям оз.Академическое соответствует «фоновым» водоемам Кольского п-ова и сопоставимо с другими озерами Хибинского горного массива. Гидролого-геохимические особенности формирования качества вод определяются атмосферным питанием и минимальной трансформацией питающих осадков на водосборной площади. Несмотря на щелочные подстилающие породы, активная реакция воды (рН) в озере ниже нейтральной, что также отмечено и для других малых водоемов Хибин. В оз.Академическое развиваются водные мохообразные, которые, очевидно, вносят некоторый вклад в подкисление водной среды.

Фитопланктон в водоеме развивается крайне слабо даже в середине биологического лета и имеет низкие значения биомассы, численности и содержания хлорофиллов, что позволяет характеризовать водоем как ультраолиготрофный. Распределение сообществ фитоперифитона в водоеме имеет резкое различие по вертикали как в обилии, так и разнообразии, что связано с глубиной озера и типом субстрата. Наибольшим разнообразием характеризуются диатомовые водоросли дна водоема, эпифитно развивающиеся на печеночных мхах. Здесь формируется так называемый олиготрофный ацидофильный комплекс диатомей, массовыми представителями которого являются *B.brebissonii* и виды рода *Frustulia*. Абсолютное большинство представителей водорослей являются типичными арктоальпийскими формами и свидетельствуют о низкой минерализации, минимальном содержании биогенных элементов, высоком содержании кислорода.

Распределение химических элементов в донных отложениях демонстрирует рост концентраций тяжелых металлов (Pb, Ni, Cd) в верхних слоях отложений, что является отражением процессов загрязнения атмосферы этими элементами как результат глобального развития промышленности в XIX-XX вв., а также деятельности крупных металлургических комбинатов на Кольском п-ове.

Таксономический состав и структура комплексов диатомовых водорослей ДО оз.Академическое характеризуется присутствием массовых видов-индикаторов олиготрофных условий, развивающихся при малом содержании биогенных элементов. Были обнаружены чувствительные к органическому загрязнению ксено-бета-мезосапробные виды, не переносящие эвтрофирования вод. Абсолютное большинство обнаруженных в комплексах ДО таксонов являются

бентосными и эпифитными, что наглядно свидетельствует о высокой прозрачности воды в течение всех сезонов. Большинство выявленных таксонов (84%) являются ацидофилами по отношению к рН (обитают в условиях  $\text{pH} < 7.0$ ). В последние два столетия регистрируется увеличение общей численности диатомей с одновременным снижением сапробности. Очевидно, эти изменения в экосистеме вызваны, с одной стороны, общим потеплением климата в регионе, делающим климат более «морским», с другой – снижением средних значений летних температур. Реконструированные по диатомовым комплексам значения рН показали, что на протяжении всего исследованного периода активная реакция была ниже нейтральной. Не исключено, что эти значения несколько занижены по сравнению с реальными, так как большинство таксонов, по которым производилась реконструкция, вероятно, являлись эпифитными формами, населяющими сообщества мохообразных, способных локально подкислять водную среду. За исследованный период выявлен положительный тренд значений рН и сапробного индекса, возможно, как результат естественных процессов олиготрофно-эвтрофной сукцессии озера. Основные этапы развития экосистемы водоема, очевидно, определялись событиями Малого ледникового периода – чередующимися похолоданиями и временными потеплениями. Наименее благоприятные для развития водорослей климатические условия были приурочены к периоду около 1480 года н.э. Вероятно, именно в этот период в горной системе Хибинского массива были выражены наиболее низкие температуры, минимальные периоды открытой воды озер летом и гидрологический режим, определяющий крайне незначительное поступление элементов биогенного питания.

Установлена четкая зависимость реконструированных значений рН, индекса сапробности  $S$  и видового разнообразия ( $H'$ ) с солнечной активностью, выраженной величиной TSI (солнечной постоянной). Минимумы всех трех реконструированных показателей (рН,  $S$  и  $H'$ ) четко совпали со всеми минимумами солнечной активности. Этот факт позволил подтвердить правильность первоначального предположения о скоростях осадконакопления в водоеме и сделать вывод о том, что исследованный период осадконакопления составил около 900 лет.

Выявление подобной зависимости стало возможным благодаря уникальности самого озера, на развитие экосистемы которого в минимальной степени оказывают влияние водосборные процессы. Полученные зависимости, очевидно, не отражают динамики только лишь температурных условий, а являются результатом воздействия целого комплекса средообразующих регулирующих факторов и требуют дополнительных исследований и анализа механизмов трансформации и характера передачи энергии Солнца между компонентами климатической системы к живым организмам. Диатомовые водоросли являются организмами, основу жизнедеятельности которых составляет фотосинтез, что способствует обнаружению связи с солнечной активностью и открывает определенные возможности для палеоклиматических реконструкций. Для Хибинского горного массива наименее благоприятные условия для развития водорослей сформировались в XIV-XV вв., в Малый ледниковый период, и приходились на минимум солнечной активности Шпёрера (с 1460 по 1550 гг.). Наглядно показано, что появление дополнительного фактора, в данном случае антропогенного загрязнения, делает невозможным отслеживать связь с солнечной активностью биологических показателей. Зависимость развития диатомей от солнечной активности проявляется только в отсутствие других, более мощных и ярко выраженных факторов.

## Литература

- Арманд Н.Н. Основные проблемы геоморфологии и стратиграфии антропогена Кольского полуострова / Н.Н.Арманд и др. Л.: Наука, 1969. С. 80-85.
- Асатуров М.Л. Антропогенные изменения климата и их экологические последствия для России // Экономика, экология и общество России в 21-м столетии. СПб.: Нестор, 2002. Т.3. С. 158-159.
- Балобаев В.Т. Прогноз изменения климата и мощности мерзлых пород центральной Якутии до 2200 года / В.Т.Балобаев, Ю.Б.Скачков, Н.И.Шендер // География и природные ресурсы. 2009. № 2. С. 50-56.
- Борисенков Е.П. Экстремальные природные явления в русских летописях XI-XVII вв. / Е.П.Борисенков, В.М.Пасецкий. Л., 1983. 240 с.
- Барина С.С. Атлас водорослей-индикаторов сапробности (российский Дальний Восток) / С.С.Барина, Л.А.Медведева. Владивосток: Дальнаука, 1996. С. 364.
- Барина С.С. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды / С.С.Барина, Л.А.Медведева, О.В.Анисимова. Тель-Авив: PiliesStudio, 2006. 498 с.
- Величко А.А. Климат Северного полушария в эпоху последнего межледникового / А.А.Величко и др. // Изв. АН СССР. Сер. геогр. 1984. № 1. С. 5-18.
- Давыдова Н.Н. Диатомовые водоросли – индикаторы природных условий водоемов в голоцене. Л.: Наука, 1985. 244 с.
- Даувальтер В.А. Факторы формирования химического состава донных отложений: учеб. пособие. Мурманск: Изд-во МГТУ, 2002. 76 с.
- Демин В.И., Мороз Н.В. О динамике зимних осадков и гляциосферы в Хибинах / В.И.Демин, Н.В.Мороз // Уникальные геологические объекты Кольского полуострова: Хибинь. Апатиты: К&М, 2010. С. 41-43.
- Денисов Д.Б. Долговременные изменения состояния субарктических водоемов в условиях антропогенной нагрузки (по данным диатомового анализа) / Д.Б.Денисов и др. // Биология внутренних вод. 2006. № 1. С. 24-30.
- Денисов Д.Б. Первые результаты исследований оз.Академическое (Хибинский горный массив) / Д.Б.Денисов, П.М.Терентьев // Сбалансированное природопользование: глубокая переработка минеральных ресурсов: сб. материалов IV Школы молодых ученых и специалистов (6-8 ноября 2007 г.). Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2008. С. 161-166.
- Денисов Д.Б. Изменения гидрохимического состава и диатомовой флоры донных отложений в зоне воздействия горнорудного производства (Кольский полуостров) // Водные ресурсы. 2007. Т.34, № 6. С.719-730.
- Диатомовый анализ. Л., 1949. Кн.1. 240 с.; Кн.2. 238 с.
- Елина Г.А. Развитие природы территории СССР в позднем плейстоцене и голоцене / Г.А.Елина, Р.М.Лебедева. М.: Наука, 1982. С. 148-154.
- Елина Г.А. Позднеледниковье и голоцен Восточной Фенноскандии (палеорастиельность и палеогеография) / Г.А.Елина, А.Д.Лукашов, Т.К.Юрковская. Петрозаводск, 2000. 240 с.
- Елина Г.А. Болота Кольского полуострова / Г.А.Елина и др. // Тр. Карельского науч. центра РАН. 2005. Вып.8. С. 94-111.
- Жукова-Хованская А.С. Естественные изменения ландшафтной структуры Хибин за последние 90 лет / А.С.Жукова-Хованская, В.К.Жучкова; под ред. С.М.Мягкова // Инженерная география Хибин. М., 1985. С. 95-98.
- Зюзин Ю.Л. Суровый лик Хибин. Мурманск, 2006. 236 с.

Каган Л.Я. Особенности состава диатомей из донных осадков Баренцева моря и Северной Атлантики // Проблемы четвертичной палеоэкологии и палеогеографии Баренцева и Белого морей. Мурманск, 1985. С. 64-66.

Касаткина Е.А. Предсказание температурных изменений, вызванных солнечной активностью до 2040 г. / Е.А.Касаткина и др. // Геомагнетизм и аэрономия. 2001. Т.41. № 2. С. 263-266.

Кашулин Н.А. Антропогенные изменения водных систем Хибинского горного массива (Мурманская область) / Н.А.Кашулин. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2008. Т.1. 250 с.

Клименко В. В. История и климат в Средние века // Восток. 2003. № 1. С. 5-41.

Комулайнен С.Ф. Методические рекомендации по изучению фитоперифитона в малых реках. Петрозаводск: Карельский науч. центр РАН, 2003. 43 с.

Китаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М., 1984. 207 с.

Куплетский Б.М. Географический очерк, рельеф и орография Хибинских и Ловозерских тундр // Тр. Ин-та по изучению Севера. М., 1928. Т.2. С. 3-45.

Лебедева Р.М. История развития растительности Северо-Востока Балтийского щита в антропогене // Природа и хозяйство Севера. Мурманск, 1983. № 1. С. 25-29.

Летанская Г.И. Фитопланктон и первичная продукция озер Кольского полуострова // Озера различных ландшафтов Кольского полуострова. 1974. Ч.2. С. 143-179.

Моисеенко Т.И. Горные озера как маркеры загрязнения воздуха / Т.И.Моисеенко, В.А.Даувальтер, Л.Я.Каган // Водные ресурсы. 1997. Т.24, № 5. С. 600-608.

Моисеенко Т.И. Новая методика реконструкции катионно-анионного баланса в озерах (диатомовый анализ) / Т.И.Моисеенко, Л.В.Разумовский // ДАН. 2009. Т.427, № 1. С. 132-135.

Природные условия Хибинского учебного полигона: учеб. пособие по практикам студентов-географов в Хибинах / под ред. С.М.Мягкова. М.: Изд-во МГУ, 1986. 170 с.

Разумовский Л.В. Реконструкция температурного режима и сопряженных гидрологических параметров по диатомовым комплексам из оз.Глубокого / Л.В.Разумовский, М.А.Гололобова // Водные ресурсы. 2008. Т.35, №4. С. 490-504.

Родюшкин И.В. Формы металлов в воде оз.Имандра // Проблемы химического и биологического экологического состояния водных объектов Кольского Севера. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1995. С. 44-59.

Романенко В.Д. Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты / В.Д.Романенко и др. Киев: Наук. думка, 256 с.

Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / под ред. В.А.Абакумова. СПб.: Гидрометиздат, 1992. 318 с.

Руководство по методам химического анализа морских вод. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 208 с.

Сладечек В. Общая биологическая схема качества воды // Санитарная и техническая гидробиология: материалы I Съезда Всесоюз. гидробиол. о-ва. М.: Наука, 1967. С. 26-31.

Шаров А.Н. Фитопланктон водоемов Кольского полуострова. Петрозаводск: Карельский науч. центр РАН, 2004. 113 с.

Шварев С.В. Последледниковые тектонические движения и формирование террас озера Имандра (Кольский полуостров) // Геоморфология. 2003. № 4. С. 97-104.

Climate Change. The Physical Science Basis // Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / S.D.Solomon, M.Qin, Z.Manning et al. Cambridge; New York: Cambridge University Press, 2007a. 996 p.

Climate Change. Impacts. Adaptation and Vulnerability // Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / M.L.Parry, O.F.Canziani, J.P.Palutikof et al. Cambridge: Cambridge University Press, 2007b. 976 p.

Climate Change. Mitigation / Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / B.Metz, O.R.Davidson, P.R.Bosch et al. Cambridge; New York: Cambridge University Press, 2007c. 841 p.

Demin V.I. Meteorological observations at the mountaintop stations in the Khibiny (the Kola Peninsula, Russia) and regional climatic changes / V.I.Demin, Yu.L.Zyuzin // Proc. of 29th Inter. Conf. on Alpen Meteorology (4-8 June, 2007, Chambéry, France). 2007. P. 411-414.

Gaiser E. Diatoms as indicators in wetlands and peatlands / E.Gaiser, K.Rühland // The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences. 2nd ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. P. 473-496.

Jeffrey W. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c* and O<sub>2</sub> in higher plants, algae and natural phytoplankton / W.Jeffrey, G.Humphrey // Biochem. Physiol. 1975. Vol.167. P. 191-194.

Norton S.A. The history of atmospheric deposition of Cd, Hg and Pb in North America: Evidence from lake and peat bog sediments / S.A.Norton et al. // Sources, Deposition and Capony Interactions. Vol.III: Acidic Precipitation. New York: Springer-Verlag, 1990. P. 73-101.

Klimenko V.V. The variations of future heating demand in European part of Russia due to climate change / V.V.Klimenko, O.V.Mikushina, A.G.Tereshin // Politika Energetyczna. 2003. Vol.6, № 1. P. 23-33.

Krammer T. Bacillariophyceae, Subwasserflora von Mitteleuropa / T.Krammer, H.Lange-Bertalot. Stuttgart / Jena: Gustav Fisher Verlag, 1988-1991. Vol.2 (1-4).

Paul C.A. Diatom-inferred Holocene climatic and environmental changes in an unusually subsaline high Arctic nunatak pond on Ellesmere Island (Nunavut, Canada) / C.A.Paul, M.S.V.Douglas, J.P.Smol // J. Paleolimnol. 2010. Vol.44. P. 913-929.

Velichko A.A. Climate change for the last thousand years in front of climatic variations in Holocene / A.A.Velichko, V.A.Klimanov, Yu.M.Kononov. M., 2004.

Skogheim O.K. Rapport fra Arungenprosjektet. Oslo: As-NLN, 1979. № 2. 7 p.

Solanki S.K. Unusual activity of the Sun during recent decades compared to the previous 11000 yr / S.K.Solanki et al. // Nature. 2004. 431. 1084-1087.

Standard method for examination for water and wastewater. USA. 1975. 1195 p.

Steinhilber F. Solar activity – the past 1200 years / F.Steinhilber, J.Beer // PAGES news. 2011. Vol.19, № 1. P 5-6.

#### *Сведения об авторе*

**Денисов Дмитрий Борисович,**

кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Denisov Dmitry Borisovich,**

PhD(Bio), Senior Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

**О.И.Вандыш**

**ОСОБЕННОСТИ ОТВЕТНЫХ РЕАКЦИЙ ЗООПЛАНКТОННОГО СООБЩЕСТВА НА ВОЗДЕЙСТВИЕ СТОЧНЫХ ВОД ПРЕДПРИЯТИЙ ГОРНОПРОМЫШЛЕННОГО КОМПЛЕКСА И ПОДОГРЕТЫХ ВОД АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ (НА ПРИМЕРЕ СУБАРКТИЧЕСКОГО ОЗЕРА ИМАНДРА)**

**Аннотация**

Дана оценка современного экологического состояния районов оз.Имандра, подверженных влиянию сточных вод медно-никелевого (губа Монче), апатит-нефелинового (губа Белая) производств, подогретых вод Кольской АЭС (губа Молочная), и условно-фонового района (восточный и западный участки плеса Бабинская Имандра). Определены наиболее информативные показатели, характеризующие ответную реакцию зоопланктонного сообщества на воздействие сточных вод предприятий горнопромышленного комплекса и подогретых вод атомных электростанций. Показано, что качественные характеристики и количественные показатели зоопланктона имеют определенную специфику в зависимости от степени загрязнения водоема и хорошо отражают различия условий его существования в отдельных участках.

**Ключевые слова:**

*озеро Имандра, зоопланктон, мониторинг, информативные показатели сообщества.*

**O.I.Vandysh**

**THE PECULIARITIES OF ZOOPLANKTON COMMUNITY RESPONSES TO THE INFLUENCE OF THE MINING COMPLEX WASTEWATER AND THE WARM WATER OF NUCLEAR POWER PLANTS (BY THE EXAMPLE OF THE SUBARCTIC LAKE IMANDRA)**

**Abstract**

The current ecological state of the natural part of lake Imandra (Eastern and Western parts of Babinskaya Imandra) and the lake areas, affected by the waste water of copper-nickel (Monche-Guba) and apatite-nepheline (Belaya Guba) clear Power Plant warm water, is assessed. The most informative indices of zooplankton community responses to the influence of the waste water and nuclear power plant warm water are determined. The zooplankton Qualitative and quantitative characteristics depend on the water contamination level and give a good discription of different conditions for its existence in the individual lake sections.

**Key words:**

*Lake Imandra, zooplankton, monitoring, informative indices of community.*

**Введение**

Усиление антропогенного воздействия приводит к качественному изменению водной среды, на которое гидробионты реагируют изменением видового состава, численности, морфологии и биологии. В связи с этим необходима организация контроля за качеством поверхностных вод и населяющих их гидробионтов. Качество воды формируется биотой, ее способностью осуществлять процессы продуцирования и самоочищения вод. Биота – естественный материальный носитель качества воды, и ее изменения позволяют судить о степени антропогенного воздействия на экосистемы (Балушкина, 2006). Зоопланктонное сообщество – часть экосистемы озера, тесно связанная со всеми остальными его звеньями и отражающая общее состояние водоема, – служит надежным индикатором качества вод. Усиление антропогенного воздействия приводит к изменению условий существования организмов, что отражается на видовом составе, количественных показателях, соотношении отдельных таксономических групп, структуре популяций зоопланктеров.

На Кольском п-ове примером многолетнего комплексного загрязнения является субарктическое оз.Имандра, на берегах которого сосредоточены предприятия горно-металлургической, обогатительной, химической промышленности и атомной энергетики, построены города и поселки, проживает более 300 тыс. человек, что составляет примерно 35% общего числа жителей Мурманской области (Моисенко и др., 2009). Комплексный характер антропогенного воздействия на водоемы Кольского региона, в том числе и на оз.Имандра, существенно затрудняет выявление наиболее информативных показателей зоопланктона как компонента экологической экспертизы и оценку влияния на сообщество отдельных факторов (техногенного загрязнения, эвтрофирования и др.). Однако, как отмечает Ю.Одум (1986), «...не все возможные факторы среды одинаково важны в каждой данной ситуации и для каждого данного вида организмов».

В диагностических целях чаще используют структурные, а не функциональные характеристики, что связано с методическими трудностями их получения (Андроникова, 1988). В связи с увеличением числа типологических показателей очень важна оценка их информативности при исследовании конкретных водоемов (Андроникова, 1996).

Цель работы – выявить особенности ответных реакций зоопланктонного сообщества оз.Имандра на воздействие сточных вод медно-никелевого (губа Монче), апатит-нефелинового (губа Белая) производств, подогретых вод Кольской АЭС (губа Молочная) и дать оценку их современного экологического состояния.

## **Материал и методы исследований**

Озеро Имандра – самый крупный водоем на Кольском п-ове. Длина – 109 км, средняя ширина – 3.2 км, площадь с островами – 880.5 км<sup>2</sup>, средняя глубина – 13 м, объем воды – 10.9 км<sup>3</sup>. Площадь водосбора составляет 12300 км<sup>2</sup> и представлена 1379 водотоками. Из озера вытекает р.Нива. Озеро состоит из трех в значительной степени обособленных плесов: Большой, Йокостровской и Бабинской Имандры, соединяющихся между собой узкими проливами – салмами.

В зависимости от вида антропогенной нагрузки на водосборы озер Т.И.Моисеенко и В.А.Яковлевым (1990) было предложено зонирование крупных озер по градиенту нагрузок. На акватории оз.Имандра выделено 9 зон (рис.1): И-1 – губа Монче, зона влияния сточных вод медно-никелевого производства (ГМК «Североникель»); И-2 – северная часть плеса Большая Имандра, зона влияния стоков горнорудного производства (Оленегорский ГОК), смешанных со стоками медно-никелевого производства; И-3 – губа Белая, зона влияния сточных вод апатит-нефелинового производства (ОАО «Апатит»); И-4 – южная часть плеса Большая Имандра, зона смешения всех вышеназванных стоков; И-5 – северная часть плеса Йокостровская Имандра, зона транзитного потока; И-6 – южная часть плеса Йокостровская Имандра, зона формирования стока из оз.Имандра; И-7 – губа Молочная, зона влияния подогретых вод Кольской АЭС; И-8 и И-9 – восточный и западный участки плеса Бабинская Имандра, наиболее отдаленные и не испытывающие прямого загрязнения.

Отбор проб зоопланктона в оз.Имандра проводился методом экспресс-съемок в губах Монче (30.07.1996, 27.07.1998, 07.08.2003, 14.08.2006 гг.), Белая (30.07.1996, 23.07.1998, 13.08.2003, 14.08.2006 гг.), Молочная (28.07.1996, 29.07.1998, 14.08.2003, 12.08.2006 гг.) и условно-фоновом контрольном районе (27.07.1996, 30.07.1998, 14.08.2003, 17.08.2006 гг.).

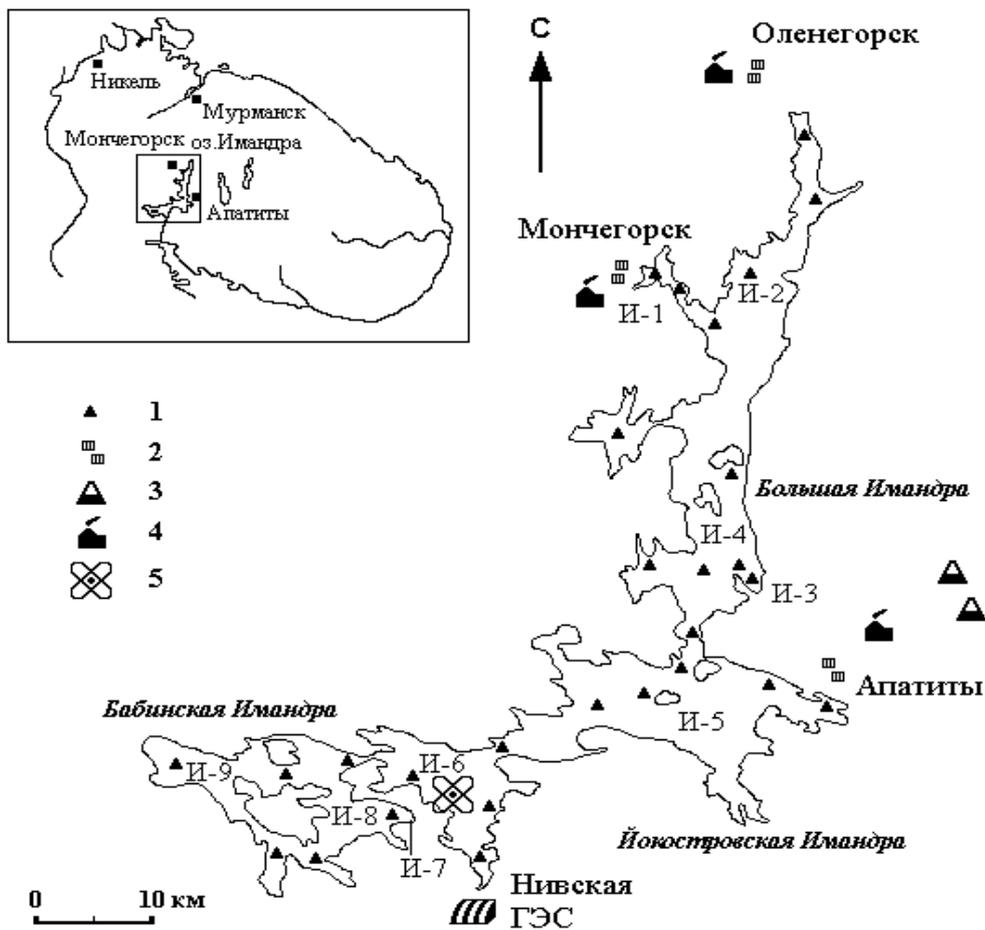


Рис.1. Карта-схема оз.Имандра и размещения точек отбора проб и промышленных производств на ее берегах:

1 – точки отбора проб; 2 – населенные пункты; 3 – рудники; 4 – промышленные предприятия; 5 – Кольская АЭС

Количественные пробы отбирали батометром (объем 2 л) от поверхности до дна через 1 м с выделением слоев: поверхность-2 м; 2-5 м, 5-10 м, 10-дно. Интегральные пробы с каждого слоя профильтровывали через качественную сеть Апштейна (сито № 70) в бутылки с плотными резиновыми пробками. Для установления видового состава зоопланктона производили тотальный лов той же сетью, для фиксации использовали 4%-й формалин.

Обработка проб и необходимые расчеты проводились согласно общепринятым методикам гидробиологического мониторинга (Руководство..., 1992). Расчет индивидуальной массы организмов выполнен на основе уравнения зависимости между длиной и массой тела планктонных коловраток и ракообразных (Ruttner-Kolisko, 1977; Балущкина, Винберг, 1979). Статистическую обработку полученных данных проводили с использованием программ STATISTICA 6.0.

## Результаты исследований

В работе рассмотрены зоны оз.Имандра И-1, И-3, И-7, подверженные техногенному воздействию, и условно-фоновый (контрольный) район И-8+И-9, не испытывающий прямого загрязнения. Таксономический состав зоопланктонного сообщества вышеуказанных зон приведен в табл.1. Гидрохимические показатели, отражающие состояние исследованных районов озера в разные периоды, представлены в табл.2.

**Условно-фоновый (контрольный) район (И-8+И-9).** В период гидробиологического лета 1996, 1998, 2003, 2006 гг. в данной акватории озера было зарегистрировано 29 таксонов видового ранга: Rotatoria – 10, Cladocera – 10, Copepoda – 9 (табл.1). Доминировали *A. priodonta*, *K. cochlearis*, *K. quadrata*, *K. longispina*, *N. caudata*, *B. obtusirostris*. Количественные показатели численности и биомассы зоопланктонного сообщества варьировали в пределах 7.80-113.95 тыс. экз/м<sup>3</sup> и 0.21-0.70 г/м<sup>3</sup> соответственно, что значительно ниже, чем в наиболее загрязненных зонах оз.Имандра (И-1, И-3).

Анализ наиболее информативных структурных показателей зоопланктона (рис.2, табл.3) выявил: процентное соотношение основных таксономических групп Rotatoria, Cladocera и Copepoda в величине общей численности свидетельствует о преобладании коловраток – видов, устойчивых к воздействию загрязнения; по биомассе в разные периоды исследований превалировали коловратки, ветвистоусые и веслоногие рачки; показатели общей численности и биомассы невысоки и характерны для холодноводных олиготрофных озер Кольского региона (исключение – июль 1996 г., когда отмечалось массовое развитие коловраток); индекс видового разнообразия Шеннона по численности  $H(N)$  варьировал от 1.70 до 3.01 бит/экз.; отношение показателя  $B_{Cust}/B_{Rot}$  более 1, что отражает доминирование ракообразных над коловратками (за исключением августа 2006 г.); отношение показателя  $N_{Clad}/N_{Cop}$  в июле 1996 и 1998 гг. более 1, что говорит о преобладании клadoцер; в августе 2003 и 2006 гг. этот показатель был менее 1 (превалировали копеподы); отношение  $B_3/B_2$  в июле 1996 и 1998 гг. менее 1 (мирные фильтраторы преобладали над хищными формами), августе 2003 и 2006 гг. наблюдалась обратная картина; величина средней индивидуальной массы ( $w=B/N$ ) зоопланктона сообщества (0.006-0.021 мг) характерна для водоемов олиготрофного типа.

Гидрохимические показатели в данной зоне озера не превышают фоновых значений (табл.2), она является наиболее чистой в экологическом отношении.

**Губа Монче (И-1)**, представляющая собой узкий залив длиной около 10 км в западной части плеса Большая Имандра, испытывает воздействие сточных вод медно-никелевого производства. Сточные воды ГМК «Североникель», поступающие в губу Монче по р.Нюдуай, содержат значительное количество тяжелых и других металлов, взвесей, сульфатов, хлоридов, фторореагентов, нефтепродуктов и других загрязняющих веществ. Приоритетными загрязнителями поверхностных вод с токсическим эффектом являются тяжелые металлы – никель и медь, сопутствующими – биогенные элементы и органические вещества. В периоды исследований 1996, 1998, 2003, 2006 гг. отмечалось снижение антропогенной нагрузки, что было связано со спадом развития промышленного производства и сокращением объема промышленных стоков (табл.2).

В данной зоне озера было обнаружено 37 таксонов организмов: Rotatoria – 16, Cladocera – 11, Copepoda – 10 (табл.1). Доминировали *A. priodonta*, *K. cochlearis*, *K. quadrata*, *N. caudata*, *B. obtusirostris*. Общая численность и биомасса организмов в периоды исследований составляли 66.90-346.30 тыс. экз/м<sup>3</sup> и 0.60-1.50 г/м<sup>3</sup> соответственно.

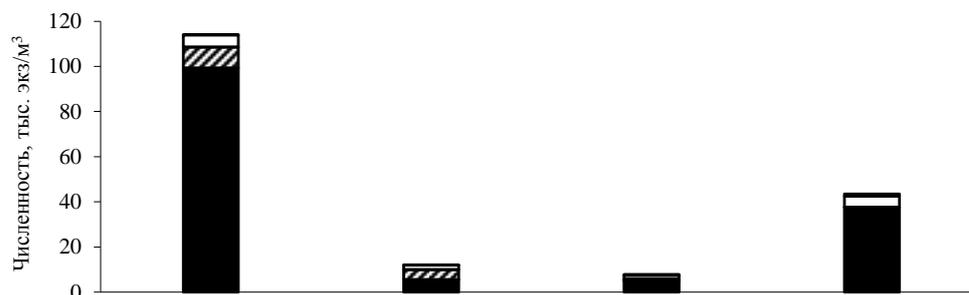
Таблица 1

Таксономический состав зоопланктона оз.Имандра в периоды отбора проб  
в зонах техногенного воздействия и условно-фоновом (контрольном) районе  
(июль-август 1996, 1998, 2003, 2006 гг.)

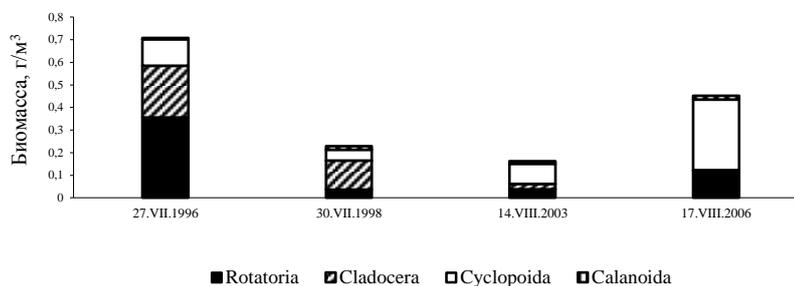
Таксон	Зоны оз.Имандра			
	И-1	И-3	И-7	И-8+И-9
1	2	3	4	5
Rotatoria				
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse	+	+	+	+
<i>Bipalpus hudsoni</i> (Imhof)	+	+	+	+
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas	+	+	+	-
<i>Brachionus</i> sp.	+	-	-	-
<i>Collotheca</i> sp.	-	-	+	-
<i>Conochilus unicornis</i> Roussellet	+	+	+	+
<i>Epiphanes</i> sp.	+	-	-	-
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg	+	+	+	-
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg)	+	+	+	-
<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott)	+	+	+	+
<i>Keratella cochlearis</i> Gosse	+	+	+	+
<i>K. hiemalis</i> Carlin	+	+	-	+
<i>K. quadrata</i> (Müller)	+	+	+	+
<i>Notholca caudata</i> Carlin	+	+	+	+
<i>Notholca</i> sp.	-	+	-	-
<i>Polyarthra</i> sp.	+	+	+	+
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg	-	+	-	-
<i>Synchaeta</i> sp.	+	+	+	+
<i>Trichocerca</i> sp.	-	+	-	-
<i>Rotatoria</i> sp.	+	+	+	-
<i>Trichotria</i> sp.	-	+	-	-
Cladocera				
<i>Alona affinis</i> Leydig	+	-	+	-
<i>A. quadrangularis</i> (Müller)	-	-	-	+
<i>Alona</i> sp.	-	-	+	-
<i>Alonella nana</i> Baird	-	-	+	-
<i>Alonopsis elongata</i> Sars	-	+	-	-
<i>Bosmina coregoni</i> Baird	+	-	-	-
<i>B. obtusirostris</i> Sars	+	+	+	+
<i>Bosmina</i> sp.	-	-	+	-
<i>Bythotrephes cederstromii</i> Schoedler	+	-	+	+
<i>B. longimanus</i> Leydig	-	-	+	+
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. Müller)	+	-	-	-
<i>Chydorus</i> sp.	+	-	-	-
<i>Daphnia cristata</i> G.O. Sars	+	-	+	+
<i>D. hyalina</i> Leydig	-	+	-	-
<i>D. longiremis</i> G.O. Sars	-	+	+	-
<i>D. longispina</i> O.F. Müller	+	+	-	-
<i>Eurycercus lamellatus</i> (Müller)	-	-	+	+
<i>Holopedium gibberum</i> Zaddach	+	+	+	+

1	2	3	4	5
<i>Leptodora kindtii</i> (Focke)	-	-	+	+
<i>Pleuroxus</i> sp.	+	+	-	-
<i>Polyphemus pediculus</i> (L.)	+	-	+	+
<i>Rhynchotalona</i> sp.	-	-	+	-
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F. Müller)	-	-	-	+
Copepoda				
<i>Acanthocyclops gigas</i> (Claus)	+	+	+	-
<i>A. vernalis</i> (Fischer)	-	+	-	-
<i>A. viridis</i> (Jurine)	+	-	+	+
<i>Acanthocyclops</i> sp.	+	+	+	+
<i>Cyclops scutifer</i> Sars	+	+	+	+
<i>C. strenuus</i> Fischer	+	-	+	-
<i>C. vicinus</i> Uljanin	+	+	+	+
<i>Cyclops</i> sp.	+	+	+	+
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Sars)	+	-	-	+
<i>E. graciloides</i> (Lilljeborg)	-	+	+	-
<i>Heterocope appendiculata</i> Sars	+	+	+	+
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	+	+	+	+
<i>Mesocyclops</i> sp.	-	-	-	+
Всего	37	34	38	30

А



Б



■ Rotatoria    ▨ Cladocera    □ Cyclopoida    ■ Calanoida

Рис.2. Динамика показателей численности (А) и биомассы (Б) зоопланктона в условно-фоновом (контрольном) районе оз.Имандра (И-8+И-9)

Таблица 2

Концентрации основных ионов, БЭ и микроэлементов  
в различные периоды исследований

Показатель	Фоновые значения	1983–1992 гг.		1996–2006 гг.			
		И-1	И-3	И-1	И-3	И-7	И-8+И-9
Na <sup>+</sup> , мг/л	5.4-6.7	<u>23.2±11.9</u>	<u>21.9±3.9</u>	<u>12.3±1.7</u>	<u>15.9±0.9</u>	<u>7.1±0.4</u>	<u>6.4±0.3</u>
K <sup>+</sup> , мг/л	1.3-1.5	<u>1.7±0.6</u>	<u>4.7±2.0</u>	<u>2.1±0.2</u>	<u>2.9±0.2</u>	<u>1.5±0.06</u>	<u>1.3±0.04</u>
Cl <sup>-</sup> , мг/л	1.4-1.8	<u>10.4±9.9</u>	<u>8.3±2.2</u>	<u>4.7±0.3</u>	<u>5.2±0.3</u>	<u>2.7±0.1</u>	<u>2.3±0.6</u>
P <sub>общ</sub> , мкг/л	1.0-8.0	<u>32.0±21.0</u>	<u>35.0±47.0</u>	<u>13.5±3.4</u>	<u>53.7±11.1</u>	<u>5.2±1.1</u>	<u>4.2±1.4</u>
N <sub>общ</sub> , мкг/л	94.0-142.0	<u>374.0±216.0</u>	<u>792.0±749.0</u>	<u>187.8±19.4</u>	<u>366.0±20.8</u>	<u>126.2±12.3</u>	<u>120.0±11.7</u>
Ni, мкг/л	1.0	<u>82.0±36.0</u>	<u>28.0±18.0</u>	<u>16.4±4.3</u>	<u>7.6±2.1</u>	<u>2.1±0.3</u>	<u>2.1±0.4</u>
Cu, мкг/л	1.0	<u>28.0±36.0</u>	<u>9.0±10.0</u>	<u>6.6±1.4</u>	<u>5.0±1.2</u>	<u>2.6±0.2</u>	<u>2.4±1.1</u>
Sr, мкг/л	26.0	<u>33.0±12.0</u>	<u>78.0±28.0</u>	<u>40.7±7.0</u>	<u>66.0±6.6</u>	<u>49.3±6.2</u>	<u>46.7±5.2</u>
Al, мкг/л	30.0	<u>26.0±14.0</u>	<u>82.0±108.0</u>	<u>28.3 ± 3.6</u>	<u>85.5±12.3</u>	<u>14.5±2.0</u>	<u>17.0±2.6</u>
Fe, мкг/л	34.0	<u>29.0±18.0</u>	<u>60.0±127.0</u>	<u>28.6±6.7</u>	<u>45.6±5.3</u>	<u>14.0±3.2</u>	<u>14.7±1.8</u>
Mn, мкг/л	5.6	<u>17.0±11.0</u>	<u>13.0±9.0</u>	<u>10.8±2.3</u>	<u>16.9±1.4</u>	<u>1.8±0.2</u>	<u>1.4±0.3</u>
Zn, мкг/л	2.0	<u>19.0±28.0</u>	<u>17.0±13.0</u>	<u>2.4±0.7</u>	<u>2.3±0.4</u>	<u>1.8±0.2</u>	<u>2.1±0.3</u>

ПРИМЕЧАНИЕ. В числителе – среднее и среднеквадратичное отклонение, в знаменателе – минимальное и максимальное значения. 1983-1992 гг. – данные из работы (Т.И.Моисеенко и др., 2009), 1996-2006 гг. – собственные данные.

Таблица 3

Структурные показатели зоопланктонного сообщества  
в условно-фоновом (контрольном) районе оз.Имандра

Показатель	Июль 1996 г.	Июль 1998 г.	Август 2003 г.	Август 2006 г.
$N_{Rot}:N_{Clad}:N_{Cop}$ , %	87:8:5	46:37:17	63:11:26	86:1:14
$B_{Rot}:B_{Clad}:B_{Cop}$ , %	50:32:18	16:56:28	24:14:62	26:1:74
Численность, тыс. экз/м <sup>3</sup>	113.95	12.10	7.80	43.40
Биомасса, г/м <sup>3</sup>	0.70	0.21	0.21	0.50
Индекс Шеннона по численности, бит/экз.	2.70	2.80	3.01	1.70
$B_{Crust}/B_{Rot}$	1.01	5.30	3.20	0.01
$N_{Clad}/N_{Cop}$	1.70	2.10	0.40	0.04
$B_3/B_2$	0.60	0.50	1.90	3.90
Средняя индивидуальная масса особи, мг	0.006	0.019	0.021	0.010

ПРИМЕЧАНИЕ. Здесь и далее в таблицах  $N_{Rot}$ ,  $N_{Clad}$ ,  $N_{Cop}$  – численность коловраток, кладоцер, копепоид;  $B_{Rot}$ ,  $B_{Clad}$ ,  $B_{Cop}$ ,  $B_{Crust}$  – биомасса коловраток, кладоцер, копепоид, ракообразных;  $B_2$ ,  $B_3$  – биомасса «мирного» и хищного зоопланктона соответственно.

Анализ наиболее информативных структурных показателей зоопланктона (рис.3, табл.4) выявил: процентное соотношение основных таксономических групп Rotatoria, Cladocera и Copepoda в величине общей численности и по биомассе на протяжении всего периода исследований свидетельствует о преобладании коловраток – видов, типичных индикаторов загрязнения; показатели общей численности и биомассы достаточно высоки по сравнению с условно-фоновым районом, что характеризует ответную реакцию зоопланктона на воздействие сточных вод медно-никелевого производства; индекс видового разнообразия Шеннона по численности  $H(N)$  выше по сравнению с условно-фоновым районом (1.90-3.02 бит/экз.), что говорит об увеличении видового разнообразия сообщества за счет развития устойчивых к загрязнению коловраток; показатель  $B_{Crust}/B_{Rot}$  менее 1, что свидетельствует о доминировании коловраток на протяжении всего периода исследований; показатель  $N_{Clad}/N_{Cop}$  менее 1, что отражает превалирование веслоногих ракообразных из группы Cyclopoida; отношение  $B_3/B_2$  менее 1, что говорит о преобладании мирных фильтраторов над хищными формами (за исключением июля 1998 г.); величина средней индивидуальной массы ( $w=B/N$ ) зоопланктона сообщества – 0.002-0.012 мг, что отражает доминирование форм, имеющих мелкие размеры (коловраток).

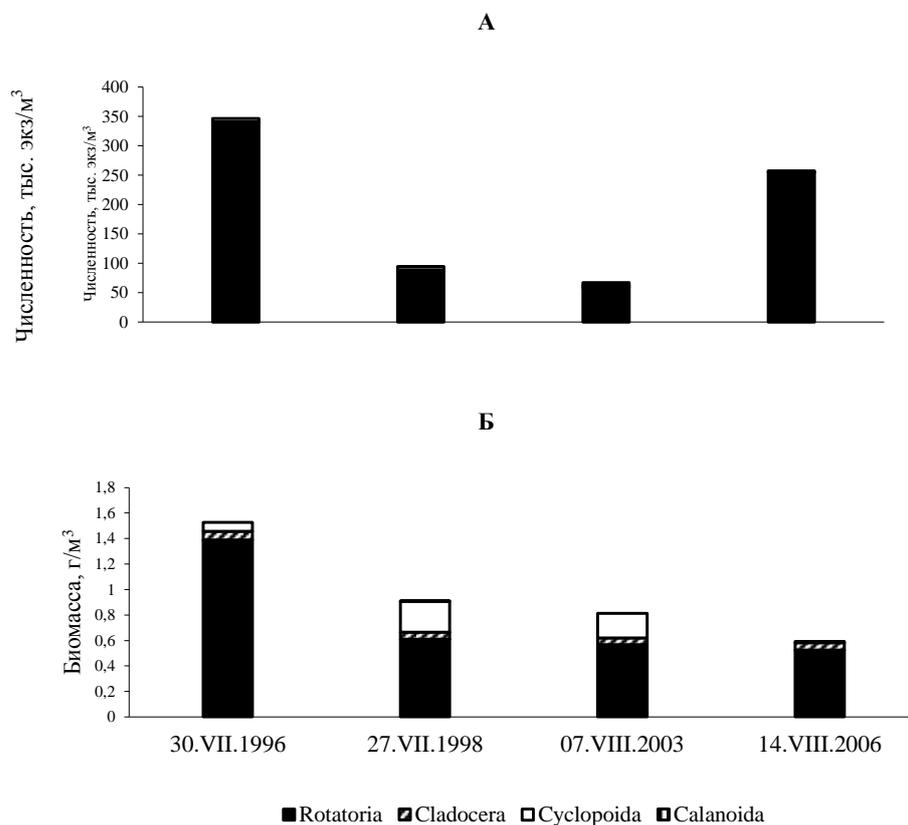


Рис.3. Динамика показателей численности (А) и биомассы (Б) зоопланктона в зоне влияния сточных вод медно-никелевого производства (II-1)

Таблица 4

Структурные показатели зоопланктонного сообщества  
в зоне влияния сточных вод медно-никелевого производства (И-1)

Показатель	Июль 1996 г.	Июль 1998 г.	Август 2003 г.	Август 2006 г.
$N_{Rot}:N_{Clad}:N_{Cop}$ , %	97:1:2	92:2:6	88:5:7	98:1:1
$B_{Rot}:B_{Clad}:B_{Cop}$ , %	91:4:5	67:6:27	70:7:23	88:10:2
Численность, тыс. экз/м <sup>3</sup>	346.30	93.70	66.90	257.20
Биомасса, г/м <sup>3</sup>	1.50	0.91	0.81	0.60
Индекс Шеннона по численности, бит/экз.	2.50	2.40	3.02	1.90
$B_{Crust}/B_{Rot}$	0.10	0.51	0.40	0.10
$N_{Clad}/N_{Cop}$	0.40	0.40	0.71	0.60
$B_3/B_2$	0.90	1.40	0.97	0.90
Средняя индивидуальная масса особи, мг	0.004	0.011	0.012	0.002

**Губа Белая (И-3)** после отсечения части ее акватории дамбой с целью складирования там отходов апатитонифелиновых обогатительных фабрик (АНОФ) ОАО «Апатит» (хвостохранилище) представляет собой довольно узкий залив. ОАО «Апатит» с 1930 г. в восточную часть оз.Имандра сбрасывает по р.Белой сточные воды, содержащие тысячи тонн взвешенных веществ, сульфатов, хлоридов, десятки тонн фосфора, нефтепродуктов и других загрязняющих веществ, применяемых в процессе флотации апатитонифелиновых руд (ОП-4, талловые масла и др.). В период спада объемов промышленного производства и уменьшения антропогенной нагрузки на оз.Имандра (с 1993 г.) снизилась концентрация основных загрязняющих веществ (табл.2): общего азота с 792.0±749.0 до 366.0±20.8, никеля с 28.0±18.0 до 7.6 ±2.1, цинка с 17.0±13.0 до 2.3±0.4 мкг/л.

В период гидробиологического лета 1996, 1998, 2003, 2006 гг. непосредственно вблизи источника загрязнения сточными водами апатитонифелиновых фабрик было выявлено 34 таксона видового ранга: Rotatoria – 18, Cladocera – 7, Copepoda – 9 (табл.1). Преобладали *A. priodonta*, *K. cochlearis*, *K. quadrata*, *K. longispina*. Величины общей численности и биомассы в периоды исследований варьировали в пределах 35.80–491.10 тыс. экз/м<sup>3</sup> и 0.30–3.40 г/м<sup>3</sup> соответственно.

Анализ наиболее информативных структурно-функциональных показателей зоопланктона (рис.4, табл.5) выявил: процентное соотношение основных таксономических групп Rotatoria, Cladocera и Copepoda в величине общей численности на всем протяжении периода исследований свидетельствует о преобладании коловраток – видов, устойчивых к воздействию загрязнения; по биомассе также доминировали коловратки (за исключением августа 2003 г.); индекс видового разнообразия Шеннона по численности  $H(N)$  варьировал в пределах 1.97–2.96 бит/экз.; показатели общей численности и биомассы значительно превышают таковые в условно-фоновом районе, что характеризует ответную реакцию зоопланктона на воздействие сточных вод апатитонифелиновых обогатительных фабрик; показатель  $B_{Crust}/B_{Rot}$  менее 1, что свидетельствует о доминировании коловраток (за исключением августа 2003 г.); показатель  $N_{Clad}/N_{Cop}$  также менее 1, что отражает превалирование веслоногих ракообразных над ветвистоусыми; отношение  $B_3/B_2$  менее 1, что говорит о преобладании мирных фильтраторов над хищными формами (за исключением августа 2003 г., когда превалировали хищные циклопиды); величина средней индивидуальной массы ( $w=B/N$ ) зоопланктона сообщества – 0.001–0.018 мг, что отражает доминирование коловраток, имеющих мелкие размеры.

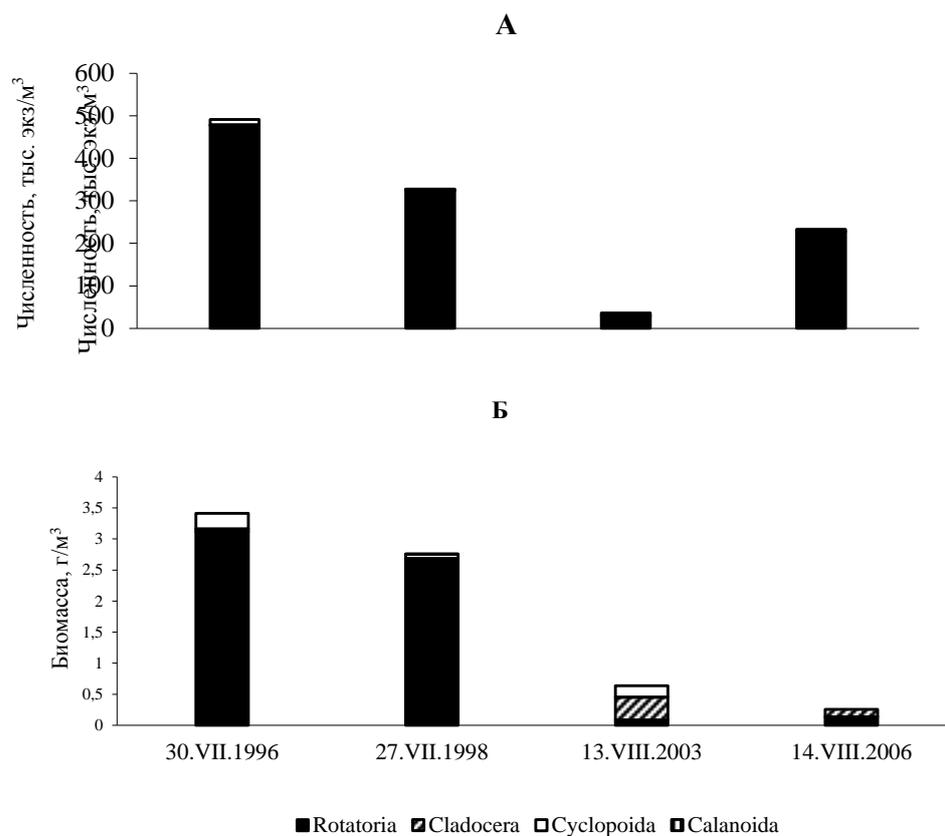


Рис.4. Динамика показателей численности (А) и биомассы (Б) зоопланктона в зоне влияния сточных вод апатитонепелиновых обогатительных фабрик (И-3)

Таблица 5

Структурные показатели зоопланктонного сообщества в зоне влияния сточных вод апатитонепелиновых обогатительных фабрик (И-3)

Показатель	Июль 1996 г.	Июль 1998 г.	Август 2003 г.	Август 2006 г.
$N_{Rot}:N_{Clad}:N_{Cop}$ , %	97:1:3	98:1:1	77:9:14	97:2:1
$B_{Rot}:B_{Clad}:B_{Cop}$ , %	92:1:7	96:1:3	15:59:26	54:45:1
Численность, тыс. экз/м <sup>3</sup>	491.10	326.50	35.80	232.90
Биомасса, г/м <sup>3</sup>	3.40	2.80	0.60	0.30
Индекс Шеннона по численности, бит/экз.	2.90	1.97	2.96	2.29
$B_{Crust}/B_{Rot}$	0.10	0.04	6.50	0.90
$N_{Clad}/N_{Cop}$	0.10	0.90	0.65	-
$B_3/B_2$	0.99	0.90	2.80	0.20
Средняя индивидуальная масса особи, мг	0.007	0.008	0.018	0.001

Обильное развитие зоопланктона в данном районе озера в летние периоды связано с процессом эвтрофирования, вызванным достаточно высокими концентрациями в воде биогенных элементов ( $N_{\text{общ}}$  341.0-433.0,  $P_{\text{общ}}$  10.5-57.0 мкг/л) (табл.2) при сопутствующем техногенном загрязнении неорганической взвесью (2.0-10.0 мг/л).

На берегах оз.Имандра с 1974 г. функционирует Кольская АЭС на прямоточной системе охлаждения. Для охлаждения своих агрегатов она забирает воды из Йокостровской Имандры и сбрасывает в подогретом на 8-12 °С состоянии в наиболее чистый плес – Бабинскую Имандру. В зависимости от нагрузки станции объем подогретых вод составляет 40-80 м<sup>3</sup>/с, т.е. теплая река вливается в холодноводное озеро, создавая отличные от природных условия с повышенной температурой воды и со специфичными биоценозами (Моисеенко, 1997). Общая площадь **обогреваемой зоны (И-7)** около 25 км<sup>2</sup>. В поток более загрязненных подогретых вод из Йокостровской Имандры добавляются токсичные хозяйственные стоки самой станции (Моисеенко, Яковлев, 1990).

За период исследований 1996, 1998, 2003, 2006 гг. в зоне влияния подогретых вод Кольской АЭС было выявлено 38 таксонов организмов: Rotatoria – 14, Cladocera – 14, Copepoda – 10 (табл.1). Доминировали *K. cochlearis*, *K. longispina*, *B. obtusirostris*, *Cyclops sp.* Общая численность и биомасса зоопланктона составляли 17.01-87.01 тыс. экз/м<sup>3</sup> и 0.20-1.10 г/м<sup>3</sup> соответственно.

Анализ наиболее информативных структурных показателей зоопланктона (рис.5, табл.6) показал: процентное соотношение основных таксономических групп Rotatoria, Cladocera и Copepoda в величине общей численности свидетельствует о преобладании коловраток; по биомассе в июле 1996 и 1998 гг. превалировали коловратки, в августе 2003 г. – копеподы, 2006 г. – кладоцеры; показатели общей численности и биомассы невысоки и характерны для озер Кольского региона; индекс видового разнообразия Шеннона по численности  $H(N)$  варьировал в пределах 2.1-2.9 бит/экз; показатель  $B_{\text{Crust}}/B_{\text{Rot}}$  более 1 на протяжении всего периода исследований, что свидетельствует о преобладании ракообразных над коловратками; показатель  $N_{\text{Clad}}/N_{\text{Cop}}$  был менее 1 в июле 1996 и августе 2003 гг. (преобладали веслоногие ракообразные) и более 1 в июле 1998 и августе 2006 гг. (превалировали ветвистоусые рачки); показатель  $B_{\text{Cycl}}/B_{\text{Cal}}$  более 1, что отражает доминирование циклопоид над каланоидами; отношение  $B_3/B_2$  менее 1 в июле 1996 и 1998 гг. (мирные фильтраторы преобладали над хищными формами); в августе 2003 и 2006 гг. этот показатель был более 1 (превалирование хищных над мирными); величина средней индивидуальной массы ( $w=B/N$ ) зоопланктона сообщества варьировала в пределах 0.013-0.016 мг, что сравнимо с условно-фоновым районом.

Также и по гидрохимическим параметрам (табл.2) данная акватория озера приближается к условно-фоновому району.

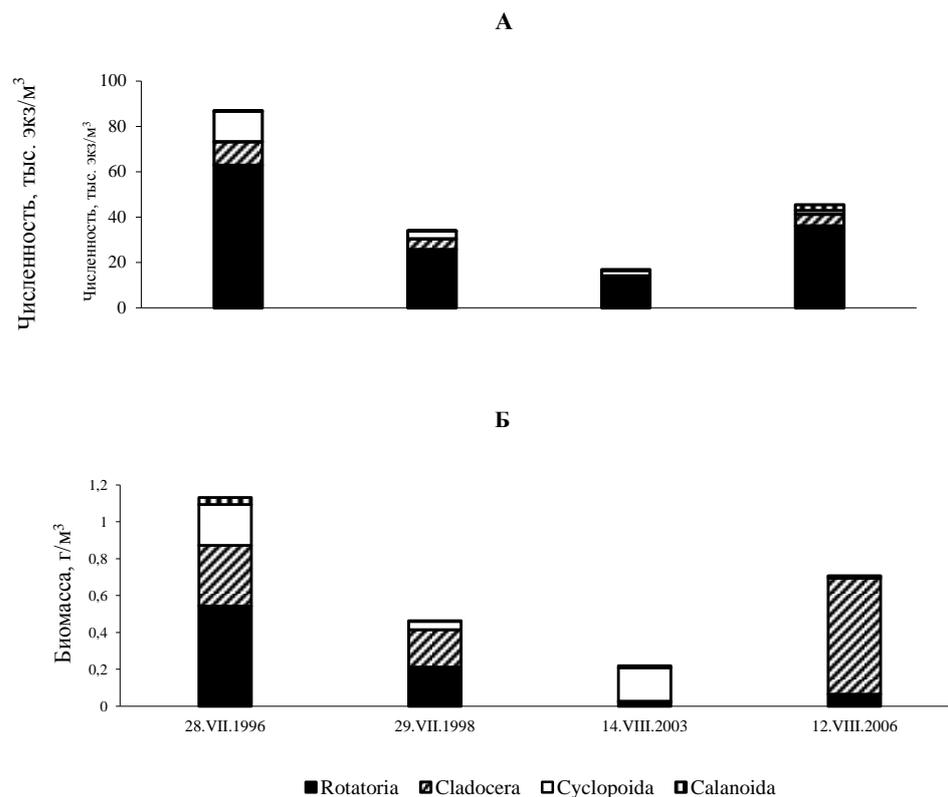


Рис.5. Динамика показателей численности (А) и биомассы (Б) зоопланктона в зоне влияния подогретых вод Кольской АЭС (И-7)

Таблица 6

Структурные показатели зоопланктонного сообщества в зоне влияния подогретых вод Кольской АЭС (И-7)

Показатель	Июль, 1996 г.	Июль, 1998 г.	Август, 2003 г.	Август, 2006 г.
$N_{Rot}:N_{Clad}:N_{Cop}$ , %	72:12:16	76:13:11	82:1:17	80:11:9
$B_{Rot}:B_{Clad}:B_{Cop}$ , %	48:29:23	46:43:11	10:2:88	9:89:2
Численность, тыс. экз/м <sup>3</sup>	87.01	34.10	17.01	45.50
Биомасса, г/м <sup>3</sup>	1.10	0.51	0.20	0.71
Индекс Шеннона по численности, бит/экз.	2.90	2.81	2.11	2.80
$B_{Crust}/B_{Rot}$	1.10	1.21	8.60	9.91
$N_{Clad}/N_{Cop}$	0.71	1.31	0.10	1.20
$B_3/B_2$	0.81	0.90	5.41	3.10
Средняя индивидуальная масса особи, мг	0.013	0.014	0.013	0.016

## Обсуждение результатов

**Таксономическая структура.** В удаленном от источников загрязнения условно-фоновом (контрольном районе) (И-8+И-9) оз.Имандра доминируют эврибионтные виды. Возрастает доля организмов-фильтраторов – наиболее ценных в кормовом отношении крупных ветвистоусых (*B. obtusirostris*, *D. cristata*, *H. gibberum*) и веслоногих (*M. leuckarti*, *E. gracilis*) ракообразных в величине общей численности и биомассы. Следует отметить обильное развитие чувствительных к загрязнению активных «грубых» фильтраторов каланоид (*E. gracilis*, *H. appendiculata*), играющих значительную роль в процессе самоочищения воды, что не было характерно для наиболее загрязненных районов озера (И-1, И-3).

В губе Монче (И-1), где отмечается загрязнение вод тяжелыми металлами и эвтрофирование, в величине общей численности и биомассы преобладали типичные индикаторы загрязнения – коловратки (*A. priodonta*, *K. cochlearis*, *K. quadrata*, *N. caudata*). Доля ветвистоусых рачков (клагоцер), чувствительных к воздействию тяжелых металлов, была незначительной. Численность веслоногих ракообразных (циклопоид и каланоид), хотя и менее чувствительных к тяжелым металлам благодаря наличию у них более прочного хитинового покрова, также была низкой. Наиболее чувствительные к загрязнению каланоиды *E. gracilis* и *H. appendiculata* встречались единично.

Обильное развитие зоопланктона в данном районе озера, по-видимому, связано с параллельно идущим процессом эвтрофирования, развивающимся за счет высоких концентраций биогенных элементов ( $N_{\text{общ}}$  125.0-207.0 мкг/л,  $P_{\text{общ}}$  3.5-18.5 мкг/л) (табл.2), которые снижают токсичность тяжелых и других металлов, что согласуется с литературными данными (Дубровина и др., 1991).

В губе Белой (И-3), где выявлены комбинированные эффекты эвтрофирования и загрязнения вод минеральной взвесью, происходит замена «тонких» фильтраторов *Bosmina* и *Daphnia*, характерных для водоемов с повышенным уровнем трофии и не способных отфильтровывать крупные частицы взвешенных органических веществ, на хищных веслоногих циклопов (*M. leuckarti*, *A. gigas*) при общем преобладании коловраток (*A. priodonta*, *K. cochlearis*, *K. quadrata*, *K. longispina*). Не были обнаружены ранее обычные в оз.Имандра ветвистоусые ракообразные *D. cristata*, *B. cederstroemii*, *B. longimanus*. Известно, что коловратки, благодаря смешанному характеру питания, менее чувствительны по сравнению с клугоцерами к условиям высоких концентраций неорганической взвеси (Gliwicz, 1969; Телеш, 1996). Циклопоиды, обладая прочными хитиновыми покровами и имея хищный тип питания, также более устойчивы к воздействию токсикантов. Чувствительные к загрязнению активные «грубые» фильтраторы каланоиды (*E. gracilis*), изымающие из толщи воды крупные частицы взвешенных органических веществ, были отмечены единично, что свидетельствует о снижении биофильтрационной активности зоопланктона в данном районе озера.

В зоне влияния подогретых вод Кольской АЭС (И-7) отмечается увеличение доли чувствительных к загрязнению ветвистоусых и веслоногих ракообразных. Влияние Кольской АЭС сводится к следующим основным видам воздействия: тепловому, гидродинамическому и гидрохимическому. Все они ведут к изменениям в биоте обогреваемого участка. В результате работы АЭС в водную среду поступают вещества техногенного происхождения, которые, наряду с подогревом, воздействуют на водные организмы, заметно нарушая экосистему оз.Имандра. Принципиальное отличие теплового воздействия от техногенного загрязнения и эвтрофирования водоемов, по мнению Ф.Д.Мордухай-Болтовского (1975), заключается в том, что в первом случае в водоемы поступает тепло (энергия), а в остальных – вещество. Тепло не аккумулируется в водоемах и не передается по трофическим цепям. Существенно отличается и период последствия. После прекращения сброса теплых

вод за время, необходимое на перераспределение субстратов, восстанавливаются даже полностью уничтоженные высокими температурами биоценозы.

Доминировали *K. cochlearis*, *K. longispina*, *B. obtusirostris*, *Cyclops sp.* В качестве негативного эффекта следует отметить гибель и травмирование части крупных, имеющих выросты ракообразных (*Daphnia*, *Bosmina*, *Cyclops*, *Leptodora*, *Bythotrephes*) при прохождении через охлаждающую систему Кольской АЭС и влияние сложной гидродинамической ситуации, обусловленной высокой степенью перемешивания и проточностью водных масс в устье сбросного канала и в подогреваемой зоне озера.

**Количественные показатели.** Анализ количественных показателей зоопланктонного сообщества в периоды исследований 1996, 1998, 2003 и 2006 гг. выявил, что значения численности и биомассы были стабильно высокими в зонах И-1 и И-3, испытывающих интенсивную техногенную нагрузку. Исключение составляют зоны И-7 и И-8+И-9 в 2006 г., когда было зарегистрировано массовое развитие ветвистоусых рачков в зоне влияния подогретых вод и копепод в условно-фоновом районе, что обусловило высокие показатели биомассы в этот период.

В табл.7 представлены обобщенные количественные показатели зоопланктонного сообщества в исследуемых зонах оз.Имандра. В период максимального функционирования сообщества (июль-август) было выявлено увеличение численности и биомассы зоопланктона соответственно с  $27.7 \pm 24.5$  тыс. экз/м<sup>3</sup> и  $0.3 \pm 0.1$  г/м<sup>3</sup> в условно-фоновом районе (И-8+И-9) до  $175.7 \pm 66.7$  тыс. экз/м<sup>3</sup> и  $0.8 \pm 0.2$  г/м<sup>3</sup> в зоне И-1 и  $279.7 \pm 95.1$  тыс. экз/м<sup>3</sup> и  $1.7 \pm 0.8$  г/м<sup>3</sup> в зоне И-3. Это связано с параллельно идущим эвтрофированием, вызванным высоким содержанием в воде  $N_{\text{общ}}$  и  $P_{\text{общ}}$ , снижающих токсичность тяжелых и других металлов, которые могут оказывать стимулирующее влияние на развитие зоопланктона.

Таблица 7

Количественные показатели зоопланктонного сообщества оз.Имандра  
(июль-август 1996, 1998, 2003, 2006 гг.)

Показатель	$M \pm m$	min-max	Стандартное отклонение, $\sigma$
Условно-фоновый район (И-8+И-9)			
Численность, тыс. экз/м <sup>3</sup>	$27.7 \pm 24.5$	7.8-113.9	49.1
Биомасса, г/м <sup>3</sup>	$0.3 \pm 0.1$	0.1-0.7	0.2
Индекс Шеннона по численности, бит/экз.	$2.7 \pm 0.3$	1.7-2.9	0.5
Губа Монче (И-1)			
Численность, тыс. экз/м <sup>3</sup>	$175.7 \pm 66.7$	66.9-346.3	133.4
Биомасса, г/м <sup>3</sup>	$0.8 \pm 0.2$	0.6-1.5	0.4
Индекс Шеннона по численности, бит/экз.	$2.4 \pm 0.2$	1.9-3.0	0.4
Губа Белая (И-3)			
Численность, тыс. экз/м <sup>3</sup>	$279.7 \pm 95.1$	35.8-491.1	190.1
Биомасса, г/м <sup>3</sup>	$1.7 \pm 0.8$	0.3-3.4	1.6
Индекс Шеннона по численности, бит/экз.	$2.6 \pm 0.2$	1.8-2.9	0.5
Губа Молочная (И-7)			
Численность, тыс. экз/м <sup>3</sup>	$39.8 \pm 14.9$	17.1-87.1	29.8
Биомасса, г/м <sup>3</sup>	$0.6 \pm 0.2$	0.2-1.1	0.4
Индекс Шеннона по численности, бит/экз.	$2.8 \pm 0.2$	2.1-2.9	0.4

ПРИМЕЧАНИЕ.  $M \pm m$  – среднее значение и стандартная ошибка, min-max – предельные значения.

В зоне И-7 показатели численности и биомассы зоопланктона не имеют достоверных отличий от таковых в контрольном районе ( $39.8 \pm 14.9$  тыс. экз/м<sup>3</sup> и  $0.6 \pm 0.2$  г/м<sup>3</sup> соответственно). В водоемах Кольского п-ова термальное воздействие отработанных вод электростанций приводит к изменению в сообществах, сходных, в определенных пределах, с влиянием эвтрофирования. Несмотря на наметившийся процесс эвтрофирования, подогреваемая акватория озера сохраняет в основном черты олиготрофного водоема. Рядом исследователей доказано, что поступление термальных вод в водоемы Севера и повышение температуры в них до 20 °С после полного перемешивания не оказывает отрицательного влияния на организмы планктона. Повышение температуры способствует ускорению процессов роста и развития гидробионтов: происходит более раннее созревание и размножение многих организмов, удлиняется их вегетационный период (Niva, 1973; Gallup, Hickman, 1975; Крючков и др., 1985). Индекс видового разнообразия Шеннона варьировал в пределах  $2.4 \pm 0.2$ – $2.8 \pm 0.2$  бит/экз.

Результаты исследований показали, что из наиболее информативных показателей зоопланктонного сообщества, прореагировавших на техногенное загрязнение, можно выделить следующие: процентное соотношение основных таксономических групп Rotatoria, Cladocera и Copepoda в величине в общей численности и биомассы; информационный индекс видового (таксономического) разнообразия ( $H_{бит}$ ) по численности за вегетационный период; общая численность и общая биомасса зоопланктона; отношение биомассы Cladocera к биомассе Rotatoria ( $B_{Crust}/B_{Rot}$ ), отношение биомассы Cyclopoida к биомассе Calanoida ( $B_{Cycl}/B_{Cal}$ ); отношение численности Cladocera к численности Copepoda ( $N_{Clad}/N_{Cop}$ ); отношение биомассы хищных форм зоопланктона к биомассе фильтраторов ( $B_3/B_2$ ); средняя индивидуальная масса зоопланктона для сообщества в целом ( $w=B/N$ ) за вегетационный период.

По данным работы (Моисеенко и др., 2002), в период интенсивной антропогенной нагрузки экосистема оз.Имандра, в прошлом олиготрофного ультрапресного водоема, претерпела существенные изменения, которые коснулись всех ее структурных компонентов. Произошло сильное загрязнение вод и донных отложений тяжелыми металлами, под влиянием хозяйственных сбросов и отходов апатит-нефелиновой индустрии водоем эвтрофируется. Изменился и состав водных сообществ. В составе зоопланктона преобладают эврибионтные виды – типичные индикаторы загрязнения – коловратки.

Несмотря на снижение уровня антропогенной нагрузки в последнее десятилетие, качество вод по-прежнему остается неблагоприятным. Экосистема переходит к более стабильной модификации, но отличной от ее природной структуры, и в данном случае не происходит возвращения ее к природному состоянию (Моисеенко и др., 2009).

## Выводы

Таксономическая структура зоопланктонного сообщества является хорошим индикатором степени загрязнения водоема в целом или его отдельных участков. Структурные перестройки зоопланктона в наиболее загрязненных зонах озера проявляются в снижении, а в ряде случаев и в исчезновении наиболее чувствительных к ухудшению экологических условий реликтов и типичных представителей фауны олиготрофных озер (*L. kindtii*, *B. longimanus*, *E. gracilis*, *H. appendiculata*). Их замещают и постепенно формируют состав руководящего комплекса эврибионтные эвритропные виды с простыми жизненными циклами и высокой скоростью размножения – коловратки (*A. priodonta*, *K. quadrata*, *K. longispina*), что свидетельствует об ухудшении самоочистительной способности данных районов озера. С удалением от источников интенсивного антропогенного воздействия отмечен рост

ценных в кормовом отношении «тонких» фильтраторов кладоцер (*B. obtusirostris*, *Daphnia spp.*) и активных «грубых» фильтраторов копепод (*E. gracilis*, *H. appendiculata*).

Индекс видового разнообразия Шеннона отражает усиление доминантности отдельных видов, устойчивых к воздействию токсикантов – коловраток, являющихся типичными индикаторами загрязнения.

Количественные показатели зоопланктонного сообщества также проявляют определенную специфику в зависимости от степени техногенного загрязнения отдельных участков водоема. Максимальные значения численности и биомассы зоопланктона в исследуемые периоды 1996, 1998, 2003 и 2006 гг., несмотря на снижение уровня антропогенной нагрузки с 1990 г., были зарегистрированы в губах Монче (И-1) –  $175.7 \pm 66.7$  тыс. экз/м<sup>3</sup> и  $0.8 \pm 0.2$  г/м<sup>3</sup> и Белая (И-3) –  $279.7 \pm 95.1$  тыс. экз/м<sup>3</sup> и  $1.7 \pm 0.8$  г/м<sup>3</sup> соответственно. Установлено, что ведущим фактором здесь выступает эвтрофирование, вызванное влиянием хозяйственных сбросов и отходов апатит-нефелиновой индустрии. Содержание больших количеств биогенных элементов и органических веществ в воде снижает токсичность тяжелых металлов и других металлов и стимулирует развитие зоопланктона.

Подогреваемая акватория оз.Имандра (губа Молочная, И-7), несмотря на наметившийся процесс эвтрофирования, сохраняет в основном черты олиготрофного водоема (численность –  $39.8 \pm 14.9$  тыс. экз/м<sup>3</sup>, биомасса –  $0.6 \pm 0.2$  г/м<sup>3</sup>), что подтверждает выводы ряда исследователей о том, что влияние умеренно подогретых сбросных вод электростанции на животный и растительный мир субарктического водоема, в целом, положительный фактор. В качестве негативного эффекта следует отметить гибель и травмирование части крупных, имеющих выросты ракообразных (*Daphnia*, *Bosmina*, *Cyclops*, *Leptodora*, *Bythotrephes*) при прохождении через охлаждающую систему Кольской АЭС и влияние сложной гидродинамической ситуации, обусловленной высокой степенью перемешивания и проточностью водных масс в устье сбросного канала и в подогреваемой зоне озера.

Выявлено изменение наиболее информативных структурных показателей зоопланктонного сообщества при различном характере техногенного воздействия, и дана оценка экологического состояния исследованных районов оз.Имандра по степени загрязнения: зоны И-1, И-3 – сильного загрязнения (сокращение видового состава и числа доминант, упрощение структуры сообщества с преобладанием *Rotatoria*); зона И-7 – переходная от умеренного к слабому загрязнению (увеличение доли крупных ветвистоусых и веслоногих рачков, включая *Calanoida*, колебания количественных показателей незначительны); зона И-8+И-9 – условно-фоновая (состояние сообщества в пределах межгодовых колебаний количественных показателей и незначительных изменений в соотношении основных таксономических групп).

## Литература

Андроникова И.Н. Использование структурно-функциональных показателей зоопланктона в системе мониторинга // Гидробиологические исследования морских и пресных вод. Л.: Наука, 1988. С. 47-53.

Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. СПб.: Наука, 1996. 189 с.

Балушкина Е.В. Значение структурных и функциональных характеристик биотической компоненты в оценке состояния экосистем (на примере водоемов и водотоков Северо-Запада России // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: материалы междунар. конф. СПб., 2006. С. 14-15.

Балушкина Е.В. Зависимость между длиной и массой тела планктонных ракообразных / Е.В.Балушкина, Г.Г.Винберг // Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер. Л.: Наука, 1979. С. 58-72.

Дубровина Л.В. К вопросу о влиянии биотических и абиотических факторов среды на токсичность тяжелых металлов / Л.В.Дубровина и др. // Тез. докл. II Всесоюз. конф. по рыбохоз. токсикологии. СПб., 1991. Т.1. С. 168-170.

Крючков В.В. Экология водоемов-охладителей в условиях Заполярья / В.В.Крючков, Т.И.Моисеенко, В.А.Яковлев. Апатиты: Изд. Кольского филиала АН СССР, 1985. 132 с.

Моисеенко Т.И. Антропогенные преобразования водных экосистем Кольского Севера / Т.И.Моисеенко, В.А.Яковлев. Л.: Наука, 1990. 221 с.

Моисеенко Т.И. Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1997. 261 с.

Моисеенко Т.И. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра / Т.И.Моисеенко и др. М.: Наука. 2002. 487 с.

Моисеенко Т.И. Антропогенная трансформация арктической экосистемы озера Имандра: тенденции к восстановлению после длительного периода загрязнения / Т.И.Моисеенко и др. // Водные ресурсы. 2009. Т.36, № 3. С. 312-325.

Мордухай-Болтовской Ф.Д. Проблема влияния тепловых и атомных электростанций на гидробиологический режим водоемов // Экология организмов водохранилищ-охладителей. Л.: Наука, 1975. С. 7-69.

Одум Ю. Экология. М., 1986. Ч.1. 376 с.

Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / под ред. В.А.Абакумова. СПб., 1992. 318 с.

Телеш И.В. Роль планктонных ракообразных в водных экосистемах разного типа (на примере Ладожского озера, р. Невы и Невской губы) // Материалы VII Съезда Гидробиол. об-ва РАН. Казань, 1996. Т.2. С. 90-92.

Gallup D.N. The limnology of Lake Geraldine / D.N.Gallup, M.Hickman // Verh. Int. ver theor. and angew Limnol. 1975. Vol.19, № 3. P. 1746-1757.

Gliwicz Z.M. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy // Ekol. pol. 1969. Vol.17, № 36. P. 663-708.

Niva S. Thermal discharges effect in marine life. Biology // J. Environ. Poll. Contr. 1973. Vol.9, № 6. P. 275-281.

Ruttner-Kolisko A. Suggestion for biomass calculation of planktonic rotifers // Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol. Struttgart, 1977. H.8. S. 71-78.

#### *Сведения об авторе*

#### **Вандыш Оксана Ивановна,**

кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

#### **Vandysh Oxana Ivanovna,**

PhD(Bio), Senior Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

УДК 574.587

**С.А.Валькова, Н.А.Кашулин, В.А.Даувальтер, С.С.Сандимиров**

## **СТРУКТУРА И ДИНАМИКА СООБЩЕСТВ ЗООБЕНТОСА ОЗЕРА ИМАНДРА В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ МЕДНО-НИКЕЛЕВОГО КОМБИНАТА**

### **Аннотация**

Оценено современное состояние макрозообентоса в зоне влияния стоков медно-никелевого комбината «Североникель» (Монче-губа, оз.Имандра, Мурманская обл.). Охарактеризованы таксономический состав, численность, биомасса и структура доминирования бентосных сообществ на разных участках губы Монче. Показано возрастание роли популяций реликтовых ракообразных в сообществах зообентоса. Проведен анализ многолетней динамики структурных параметров донных биоценозов.

### **Ключевые слова:**

*медно-никелевый комбинат, макрозообентос, амфиподы Monoporeia affins.*

**S.A.Valkova, N.A.Kashulin, V.A.Dauvalter, S.S.Sandimirov**

## **THE STRUCTURE AND DYNAMICS OF LAKE IMANDRA ZOOBENTHOS COMMUNITY IN THE AFFECTED AREA OF THE COPPER-NICKEL PLANT**

### **Abstract**

The current state of zoobenthos in the affected zone of the copper-nickel plants Severonikel (Monche-Guba, Lake Imandra, the Murmansk region) are estimated. The taxonomic diversity, number, biomass and predominance of zoobenthos communities of different parts of the Monche-Guba are characterized. The increasing role of relic *crustacea Monoporeia affins* in the zoobenthos community is demonstrated. The long-term dynamics of the bottom fauna structure parameters are assessed.

### **Key words:**

*copper-nickel plant, zoobenthos community, amphipoda Monoporeia affins.*

### **Введение**

Озеро Имандра – самый крупный водоем Мурманской области, его длина составляет 109 км, средняя ширина – 3.19 км, площадь с островами – 880.4 км<sup>2</sup>, объем воды – 10.86 км<sup>3</sup>. Озеро состоит из трех плесов (Большая, Йокостровская и Бабинская Имандра), которые соединены между собой узкими проливами – салмами (Рихтер, 1934). Плесы озера существенно отличаются по своим морфометрическим характеристикам: Большая и Йокостровская Имандра близки между собой по площади акватории, но первый плес более глубоководный, плес Бабинская Имандра более чем в 2 раза меньше по площади водного зеркала двух других, но наиболее глубоководный (Антропогенные ..., 2002).

Водоем подвержен многофакторному антропогенному воздействию, в него поступают стоки горнодобывающих предприятий (ОАО «Апатит»), металлургической промышленности (комбинат «Североникель» ОАО «Кольская ГМК»), железорудного производства (ОАО «Олкон»). Мощным источником теплового воздействия является Кольская АЭС, сбрасывающая в озеро подогретые воды. Наряду с промышленными отходами, обуславливающими токсичное загрязнение, в озеро поступают хозяйственно-бытовые стоки городов, что приводит к эвтрофированию водоема. Наиболее загрязнен плес Большая Имандра, являющийся приемником стоков медно-никелевого комбината (Монче-губа), ОАО «Апатит» (губа Белая) и Оленегорского ГОКа (губа Куреньга).

Наиболее ранние гидробиологические исследования бентосных сообществ оз.Имандра проводились в период с 1925 по 1930 гг. (Крогиус, 1931). В дальнейшем эти работы носили эпизодический характер и проводились только на отдельных плесах (Дольник, 1972). Систематические гидробиологические исследования оз.Имандра проводятся с 1980 г. на базе Института проблем промышленной экологии Севера. Большинство этих работ было направлено на изучение донных биоценозов отдельных районов озера, подверженных непосредственному антропогенному влиянию. Детальные исследования бентосных сообществ Монче-губы проводились в период с 1978 по 1998 гг. (Моисеенко, Яковлев, 1990; Яковлев, 1995а; 1999; 2002; 2005; Антропогенные модификации ..., 2002).

В 2009 г. в рамках комплексных экологических исследований оценено современное состояние макрозообентоса губы Монче и проведен анализ изменений структурно-функциональной организации бентосных сообществ за длительный период.

## Материалы и методы

Крупнейшее предприятие горно-металлургического комплекса Мурманской области комбинат «Североникель» перерабатывает высокосернистые медно-никелевые руды Норильского месторождения и является главным источником загрязнения оз.Имандра тяжелыми металлами (ТМ) (Моисеенко и др., 1996, 2002). Сточные воды комбината с 1940 г. сбрасываются в оз.Нюдяяр, затем по р.Нюдуаю поступают в узкий залив в северо-западной части плеса Большая Имандра – губу Монче. В настоящее время объем сточных вод составляет 16 млн м<sup>3</sup>/год. В их составе поступает 13.4 т/год никеля, 2.6 т/год меди, а также нефтепродукты, взвешенные вещества и токсичные флотореагенты (Доклад ..., 2009). В северную часть губы впадает река Монче, которая выносит в нее очищенные хозяйственно-бытовые стоки г.Мончегорска.

**Гидрохимия.** Наблюдения за состоянием поверхностных вод в 2009 г. проводились на акватории оз.Имандра в губе Монче (рис.1).

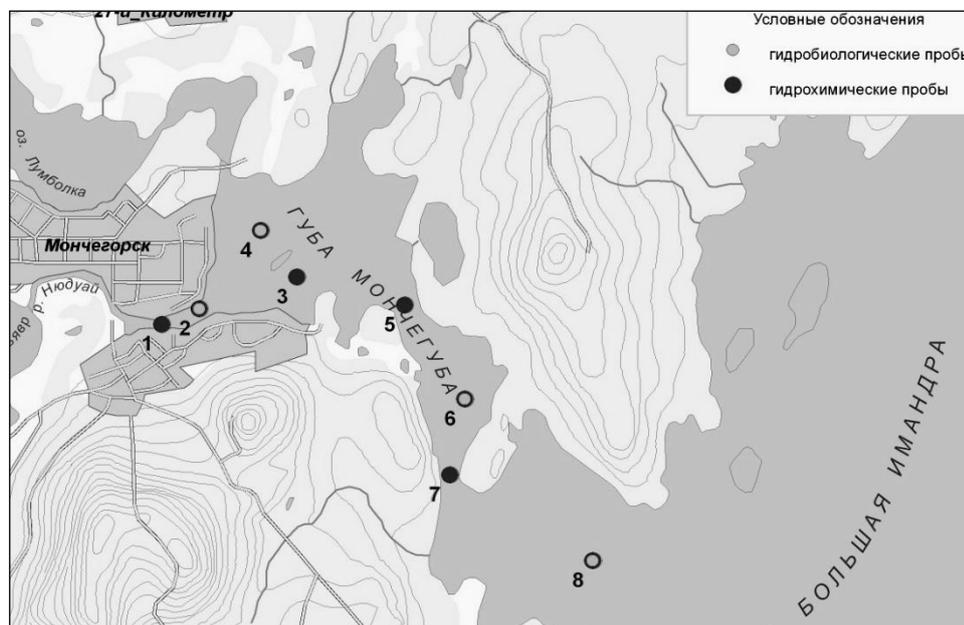


Рис.1. Карта-схема отбора гидрохимических и гидробиологических проб

Пробы воды отбирали в подледный период перед половодьем и в летний период в предварительно тщательно промытые пластмассовые бутылки объемом 1 л с поверхностных и придонных горизонтов с помощью батометра, а в случае значительной глубины и с промежуточного горизонта на станции 8. Всего в районе деятельности комбината «Североникель» в губе Монче было отобрано 32 пробы воды с 8 станций отбора.

В каждой пробе определялось 29 показателей качества воды: рН, электропроводность, цветность,  $\text{NO}_2+\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{N}_{\text{общ}}$ ,  $\text{PO}_4$ ,  $\text{P}_{\text{общ}}$ , Si, перманганатная окисляемость, щелочность, сульфаты, хлориды, K, Na, Ca, Mg, тяжелые металлы.

Пробы анализировались следующими методами:

- рН – потенциометрический метод, использовался рН-метр М-82 фирмы Radiometer, Copenhagen;
- электропроводность при 20° – кондуктометрическое определение на Conductometer 660 фирмы Metrohm (Switzerland);
- цветность – фотометрическое определение;
- $\text{NH}_4$  – фенол-гипохлоритный метод;
- сумма нитратов и нитритов – восстановление нитратов до нитритов пропусканием через колонку с омедненным кадмием и спектрофотометрическое определение азосоединения;
- азот общий – окисление персульфатом калия в щелочной среде до нитратов, восстановление нитратов в нитриты кадмием, спектрофотометрическое определение азосоединения;
- фосфор общий – разложение персульфатом калия в кислой среде, спектрофотометрическое определение голубого фосфорно-молибденового комплекса (с аскорбиновой кислотой);
- щелочность – потенциометрическое титрование по методу Грана;
- сульфаты, хлориды – ион-хроматографическое определение на хроматографе Waters фирмы Millipore с использованием колонки IC-Pak A;
- калий, натрий – атомно-эмиссионная спектрометрия в пламени на атомно-абсорбционном спектрофотометре 460 фирмы Perkin-Elmer;
- кальций, магний – атомно-абсорбционная спектрометрия в пламени на AAS-360 фирмы Perkin-Elmer;
- перманганатная окисляемость – титриметрическое определение;
- кремний – спектрофотометрическое определение в виде синего восстановленного кремнемолибденового комплекса;
- микроэлементы определялись атомно-абсорбционным методом при аналитических условиях, рекомендованных фирмой-изготовителем. Al, Fe, Ni, Cu, Zn, Mn, Sr на AAS Perkin-Elmer-5000 с графитовым атомизатором HGA-400. Co, Pb, Cr, Cd на AAS Analyst-800 с зеемановским корректором фона.

Фильтрацию проб проводили при разряжении на установке разделения фаз Millipore из высокоплотного полипропилена через стеклянные и поликарбонатные мембранные фильтры марок Millipore HVLPO 4700, Schleicher & Schuell ME 25/21 ST, Whatman GF/A с размером пор 0.45 мкм. Разделение Cu, Ni, Co, Mn, Al и Fe на взвешенную и растворенную формы производили фильтрацией пробы через мембранный фильтр Schleicher & Schuell с диаметром 47 мм и размером пор 0.45 мкм на фильтровальной установке Millipore с пластиковым фильтродержателем. Концентрацию металлов во взвесах определяли по разности концентраций в пробе до

и после фильтрации. Полученная после фильтрации растворенная форма металлов содержит истинно растворенные элементы, а также коллоидные частицы минерального и биологического происхождения, проходящие через фильтр.

**Исследования химического состава донных отложений (ДО)** оз.Имандра в целом и Монче-губы в частности сотрудниками ИППЭС КНЦ РАН проводятся в течение более 20 лет, начиная со времени организации Института (1989). Наиболее представительные результаты были получены в 1993, 2003 и 2007 гг. Отбор проб ДО осуществлялся вблизи устья р. Ньюдауй, по которой происходит поступление сточных вод комбината «Североникель» (станции 1 и 2, исследования 2007 г.), на некотором удалении от места впадения р.Ньюдауй (о.Любви, станция 3, 2003 г.) и на выходе Монче-губы в открытую часть Большой Имандры (станция 4, 1993 г.). Пробы ДО отбирались колонкой открытого гравитационного типа с автоматически закрывающейся диафрагмой, с последующим вертикальным разделением колонки на 1-см слои. Концентрации металлов в пробах ДО определялись методами атомно-абсорбционной спектрометрии. Подробно методика отбора и анализа проб ДО описана В.А.Даувальтером (2006).

**Гидробиологические исследования** проводили в июле 2009 г. На четырех станциях, расположенных на разном удалении от устья р.Ньюдауй (2, 4, 8 и более 10 км), дночерпателем Экмана-Берджа (площадь захвата грунта 0.029 м<sup>2</sup>) было отобрано 16 проб макрозообентоса. Анализ бентосных проб проводили с использованием рекомендованных стандартных методик (Методы ..., 1989; Руководство..., 1992). Определение беспозвоночных проводилось по таксономическим ключам (Определитель ..., 1977). Биомасса рассчитывалась по сырому весу. Для анализа многолетней динамики использовались литературные данные и результаты предыдущих исследований, накопленные в базе данных ИППЭС Кольского научного центра РАН.

## Результаты и обсуждение

До начала деятельности промышленных предприятий воды оз.Имандра относились к гидрокарбонатно-натриевому типу и характеризовались низкой минерализацией – 20-30 мг/л. По содержанию биогенных элементов водоем характеризовался как олиготрофный. Газовый режим озера во все сезоны года был благоприятен для фауны, насыщение воды кислородом достигало или превышало 100%. Показатель pH изменялся в разные сезоны от 6.4 до 7.2 (Антропогенные..., 2002).

Поступление сточных вод металлургического комбината привело к изменению ряда гидрохимических показателей. Сточные воды ОАО «Североникель» вносят в оз.Нюдъявр и далее в Монче-губу тысячи тонн минеральных солей, что приводит к изменению их природного содержания и соотношения. В настоящее время минерализация воды в губе Монче составляет в среднем 91.9 мг/л, достигая максимальных значений в центральной части в придонных слоях (443.0 мг/л) (табл.1). В весенний период на всех станциях наблюдений природному фону соответствует минерализация только в поверхностных слоях. В летний период за счет ветрового перемешивания минерализация в поверхностных и придонных слоях выравнивается.

Преобладающим катионом в губе Монче является натрий, на его долю в катионном составе приходится в среднем 55% в весенний период и 72% – в летний период. Концентрации в поверхностных водах в целом варьируют в диапазоне 1.89-129.4 мг/л, составляя в среднем 22.1 мг/л. Максимальные значения наблюдаются в весенний период на 4-й и 5-й станциях отбора в придонных слоях воды.

Таблица 1

## Содержание основных ионов, биогенных элементов и тяжелых металлов в воде придонных горизонтов Монче-губы

Показатель	Монче-1, поверхн.	Монче-2, 5 м	Монче-3, 10 м	Монче-4, 11 м	Монче-5, 14 м	Монче-6, 14 м	Монче-7, 14 м	Монче-8, 17 м
Апрель								
pH	6.63	6.86	6.96	7.22	8.33	6.92	6.90	6.90
Ca <sup>2+</sup> , мг/л	2.88	3.38	3.65	5.96	5.62	3.83	3.91	4.02
Mg <sup>2+</sup> , мг/л	0.86	1.05	1.05	3.73	3.55	1.23	1.27	1.41
Na <sup>+</sup> , мг/л	2.76	2.28	13.4	127.2	129.4	17.9	21.0	24.8
K <sup>+</sup> , мг/л	0.60	0.60	2.30	8.20	8.80	2.25	2.50	2.70
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/л	9.8	12.9	19.3	44.8	43.1	19.0	19.6	20.9
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/л	5.3	4.6	19.6	184.5	183.0	25.8	28.3	34.7
Cl <sup>-</sup> , мг/л	2.3	1.7	5.7	63.6	69.6	8.2	10.7	12.5
Минер., мг/л	24.5	26.5	65.0	437.9	443.1	78.2	87.3	101.0
P <sub>общ.</sub> , мкг/л	23	20	19	283	81	45	65	64
N <sub>общ.</sub> , мкг/л	342	187	315	1530	574	420	548	521
ТОС, мгС/л	4.0	4.3	2.9	4.1	3.1	3.2	3.3	3.0
Cu, мкг/л	100	18	6.9	13.6	19.6	6.7	5.9	5.9
Ni, мкг/л	42	81	17	38	56	15	15	16
Al, мкг/л	76	400	47	63	90	27	30	42
Fe, мкг/л	79	52	14	110	136	32	30	34
Август								
pH	7.44	7.07	7.06	6.89	6.93	6.91	7.00	6.90
Ca <sup>2+</sup> , мг/л	5.32	4.05	3.63	3.68	3.63	3.53	3.58	3.51
Mg <sup>2+</sup> , мг/л	3.71	2.00	1.54	1.66	1.54	1.26	1.37	1.26
Na <sup>+</sup> , мг/л	59.10	28.36	20.17	22.81	21.34	16.76	18.71	16.48
K <sup>+</sup> , мг/л	4.36	2.64	2.23	2.41	2.45	2.36	2.32	2.36
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/л	25.9	13.9	19.6	20.1	20.3	20.3	20.2	20.5
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/л	89.5	45.4	29.6	34.1	30.7	23.2	25.1	23.2
Cl <sup>-</sup> , мг/л	33.5	15.4	9.9	11.5	10.7	7.8	8.8	7.9
Минер., мг/л	221.4	111.7	86.7	96.3	90.7	75.2	80.1	75.2
P <sub>общ.</sub> , мкг/л	26	20	23	27	19	24	20	30
N <sub>общ.</sub> , мкг/л	217	198	240	237	227	232	210	249
ТОС, мгС/л	4.2	4.3	4.2	3.9	4.1	3.9	3.4	3.2
Cu, мкг/л	12.3	9.8	7.2	9.9	7.5	6.6	5.1	6.9
Ni, мкг/л	55	29	19	23	20	14	10	17
Al, мкг/л	17	23	17	21	26	25	19	52
Fe, мкг/л	54	36	22	32	33	22	13	42

Среди анионов преобладают сульфаты, поступающие в водоем со сточными водами комбината, а также аэротехногенным путем с территории водосбора. Концентрации в поверхностных водах в целом варьируют в пределах 4.6-184.5 мг/л, составляя в среднем 32.7 мг/л. Максимальные концентрации наблюдаются в весенний период на 4-й и 5-й станциях отбора в придонных слоях воды, в летний период – на 1-й станции отбора проб. Таким образом, в настоящее время в летний период воды придонных горизонтов Монче-губы соответствует классу сульфатов и группе натрия (по классификации А.О.Алекина (1970)).

Водородный показатель рН в поверхностных водах варьирует в диапазоне 6.23-8.33. Вода в губе Монче в период, когда озеро покрыто льдом, относится в основном к слабокислой и нейтральной, а в летний период – к слабощелочной и нейтральной. В весенний период водородный показатель в губе Монче составляет в среднем 6.86, а в летний – 7.14. Наиболее значительно величина рН воды относительно природного нейтрального значения повышена в центральной части губы Монче на придонном горизонте станции 5 – 8.33. Далее по течению среднее значение рН снижается до 6.99. Таким образом, вода придонных горизонтов по кислотности «нормальная» – со слабощелочным или нейтральным рН.

Озера Кольского п-ова в природном состоянии характеризуются как олиготрофные водоемы с достаточно низким содержанием общего азота (300-700 мкгN/л) и фосфора (8 мкгP/л), в период вегетации эти соединения практически исчезают. Дополнительное поступление соединений азота и фосфора с промышленными и хозяйственно-бытовыми сточными водами приводит к нарушению режима биогенных элементов в водоеме, их накоплению и интенсификации процессов эвтрофирования.

Азот в придонных слоях воды содержится в виде ряда неорганических (нитритные, нитратные и аммонийные ионы) и органических соединений. В летний период содержание общего азота в придонном горизонте всех станций находилось в пределах, характерных для фоновых олиготрофных водоемов региона, составляя в среднем 231 мкгN/л. Наиболее высокие значения общего азота (1530 мкгN/л) были отмечены в весенний период в придонном горизонте ст.Монче-4.

Фосфор в природных водах присутствует в виде растворенных неорганических и органических соединений, а также в виде взвесей неорганического и органического происхождения. Содержание общего фосфора на всех станциях отбора в летний период варьировало в пределах 20-30 мкгP/л, в весенний период значения были выше (табл.1).

Содержание органического вещества в водной среде оценивалось по показателям перманганатной окисляемости, характеризующей легкоокисляемое органическое вещество. Для всей акватории губы Монче характерна достаточно постоянная величина перманганатной окисляемости – 1.53-3.98 мг/л, составляя в среднем 2.82 мг/л.

В весенний период концентрации растворенного кислорода O<sub>2</sub> в поверхностных водах варьируют в диапазоне 10.05-11.64 мг/л, в летний период концентрации O<sub>2</sub> ниже, изменяются в диапазоне 5.94-6.60 мг/л.

Среди микроэлементов на всех станциях превышали ПДК концентрации Cu, Ni и Al, что является результатом поступления сточных вод комбината «Североникель» и аэротехногенного переноса. С удалением от источника загрязнения и увеличением глубины содержание этих элементов в придонном горизонте снижается.

Концентрация меди на всех станциях отбора проб значительно выше норматива. Максимальные значения от 100 до 200 мкг/л наблюдаются в центральной части губы Монче. По мере удаления от места поступления сточных вод и устья реки Монча концентрация Cu снижается в среднем до 7.1 мкг/л.

Никель на всех станциях отбора проб в весенний период имеет значительные концентрации в поверхностных слоях. Максимальные значения (от 99 до 150 мкг/л) наблюдаются в центральной части губы Монче. По мере удаления содержание Ni снижается в среднем до 16 мкг/л. Концентрации Ni за весь период наблюдений варьируют в диапазоне 8.5-150 мкг/л, при нормативе 10 мкг/л (Перечень ..., 1999), составляя в среднем 32.4 мкг/л.

Алюминий поступает в озеро в составе сточных вод комбината, промышленных предприятий и хозяйственно-бытовых стоков. Содержание Al в водной среде нестабильно, высокие концентрации, как правило, наблюдаются при увеличении доли поверхностного стока в питании водных объектов. В весенний подледный период концентрации в поверхностных водах варьируют в диапазоне 27-540 мкг/л, норма – 40 мкг/л (Перечень ..., 1999), составляя в среднем 125 мкг/л. Высокие концентрации алюминия отмечены в центральной части губы Монче в весенний период (до 540 мкг/л в поверхностном горизонте станции 4). В летний период его содержание составляет в среднем 22 мкг/л.

Железо является биологически активным элементом, который в поверхностные воды поступает в результате химического выветривания подстилающих горных пород. Концентрации Fe в поверхностных водах в целом варьируют в диапазоне 11-136 мкг/л, норма – 100 мкг/л (Перечень ..., 1999), составляя в среднем 41 мкг/л. Максимальные средние концентрации наблюдаются в весенний период на станциях 1 и 4.

**Донные отложения.** Большая часть ТМ, входящих в состав выбросов и стоков комбината, связывается и захороняется в ДО. Концентрации Ni в поверхностных слоях ДО Монче-губы на ближайшей станции от устья р.Нюдуай, по которой поступают сточные воды комбината, составляют более 3%, что намного превышает его промышленное содержание в руде, сравнимо с содержаниями таких макрокомпонентов, как Fe и Al, и на 3 порядка больше, чем содержание Ni в фоновых незагрязненных слоях ДО на глубине 25 см (рис.2). Это содержание Ni – одно из самых больших, встречаемых в научной литературе о ТМ в ДО озер. Подобная картина отмечена в оз.Кор Д'Ален, США (Horowitz et al., 1993, 1995), загрязняемом промышленными стоками свинцово-цинковых рудников, где концентрации Pb достигают 2.75% (в 833 раза больше фоновых значений), Zn – 1.4% (в 118 раз больше фоновых значений), Cu – 0.07% (в 22 раза больше фоновых значений). Концентрации Cu в поверхностных слоях ДО Монче-губы также максимальные и в 200 раз превышают значения в фоновых слоях, Co – в 50-60 раз, Zn – в 6-10 раз, Cd – в 40-60 раз, Pb – в 20 раз, As – в 20-40 раз, Hg – в 10-40 раз. Концентрации всех исследованных ТМ в поверхностных слоях ДО Монче-губы также намного больше (на один-два порядка) средних фоновых содержаний в ДО озер Мурманской области (Даувальтер, 2000).

Вследствие загрязнения оз.Имандра сточными водами горно-металлургического комплекса, а также коммунально-бытовыми стоками ДО Монче-губы претерпели серьезные преобразования химического состава. Самые значительные изменения в толще ДО произошли за последние 60-70 лет. Вследствие различных скоростей осадконакопления мощность загрязненных ДО изменяется в широких пределах на акватории Монче-губе.

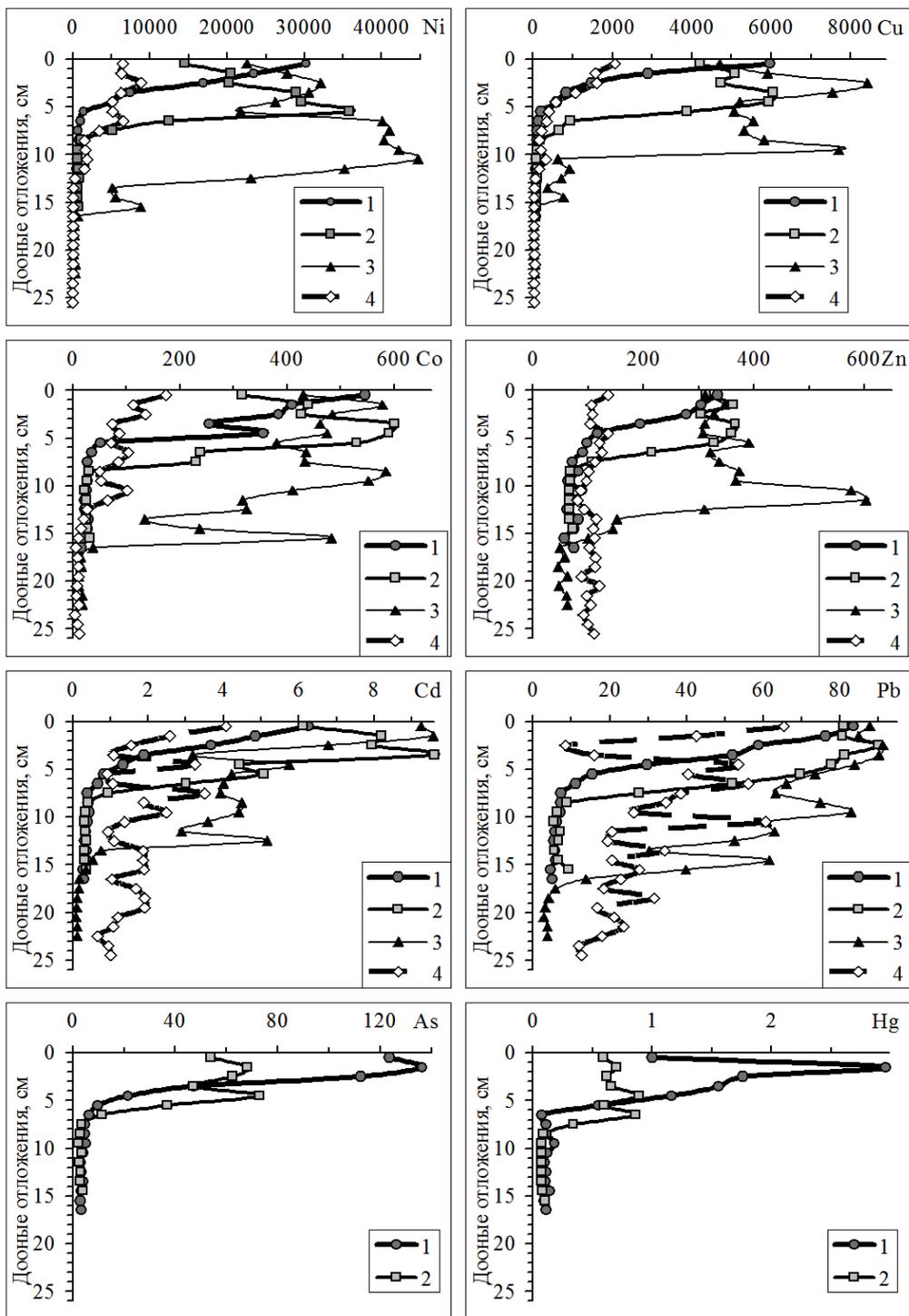


Рис.2. Вертикальное распределение концентраций ТМ ( $\mu\text{кг/г}$  сух. веса) в ДО Монче-губы

Наиболее мощный слой (до 15 см) сильно загрязненных ДО отмечен на станции вблизи о.Любви. Концентрации Ni здесь находятся в диапазоне от 0.5 до 4.5%, что вполне сопоставимо с содержанием Ni в кондиционной руде, идущей на передел на комбинате. Максимальные концентрации Ni отмечаются не в поверхностных слоях, а на глубине 6-10 см. Фоновых значений Ni на исследованных станциях на акватории Монче-губы колонки ДО не достигли, несмотря на то, что они были достаточно глубокими – 23 см на станции 3 вблизи о.Любви. На выходе Монче-губы в открытую часть Большой Имандры (станция 4) концентрации Ni уменьшаются, но остаются достаточно высокими в поверхностном 7-см слое ДО – от 0.5 до 0.9%. Максимальное содержание Ni здесь отмечено на глубине 2-3 см. Фоновые содержания Ni зафиксированы начиная с 20 см ДО. Максимальные скорости осадконакопления отмечаются на акватории около о.Любви вследствие того, что здесь встречаются сильно загрязненные воды комбината «Североникель» и относительно чистые воды из р.Монча. Эти воды отличаются по физико-химическим показателям (рН, минерализация, ионный состав), и как результат смешения различных типов вод происходит лавинная седиментация («маргинальный фильтр» река – море), подобно эстуарным и устьевым акваториям при впадении реки в море или океан, описанная А.П.Лисицыным (2004).

Максимальное содержание Cu было зафиксировано также на станции 3 вблизи о.Любви на глубине 2-3 см (0.85%), в интервале 9-10 см отмечено также повышенное содержание – 0.77% (рис.2). Эти концентрации более чем в 200 раз больше фоновых значений, обнаруженных на глубине более 20 см в колонке станции 4 на выходе Монче-губы в открытую часть Большой Имандры. Наиболее мощная загрязненная медью толща ДО отмечена на станции 3, как и в случае с никелем, мощность ее 15 см. На станциях 1 и 2 глубина наиболее загрязненной толщи меньше – 5 и 8 см соответственно.

В вертикальном распределении Co в ДО станции 3 отмечено три максимума – в интервалах 1-2 см (578 мкг/г), 8-9 см (580 мкг/г), 15-16 см (483 мкг/г). На этой станции загрязненная толща также максимальна – 17 см. На станции 2 в интервале ДО 3-5 см отмечено подобное увеличение содержания Co до 600 мкг/г. Эти максимальные значения Co в 60 раз больше фоновых содержаний, установленных в колонке ДО станции 4 на глубине более 16 см.

Подобная закономерность зафиксирована и в вертикальном распределении Cd, максимальные значения которого, отмеченные в колонках станций 2 и 3 (9.6 мкг/г), более чем в 60 раз превышают фоновые значения, обнаруженные на глубине ДО более 20 см на станции 3 (рис.2).

Среди исследованных металлов Zn показал наименьшее загрязнение: максимальные концентрации в ДО первых 3 станций достигают 340-600 мкг/г (наибольшее содержание в интервале 11-12 см на станции 3), что в 6-10 раз больше фоновых значений в самой глубокой части колонки станции 3 (рис.2).

Одним из загрязняющих ТМ является также Pb, превышение максимальных значений (90 мкг/г в слое 2-4 см станций 2 и 3) которого над фоновыми содержаниями (на глубине более 20 см в колонке ДО станции 3) составляет более 20. Загрязнение ДО Монче-губы связано с выбросами не только комбината «Североникель», но и энергетических предприятий и установок, а также с автомобильными выбросами, так как практически все виды топлива содержат Pb в повышенных количествах. Повышенные относительно фоновых значений концентрации Pb зафиксированы на всех станциях оз.Имандра (Моисеенко и др., 2002).

Донные отложения Монче-губы загрязнены также высокотоксичными халькофильными элементами Hg и As, концентрации которых в поверхностных слоях станций 1 и 2 (эти элементы анализировались только в ДО, отобранных в 2007 г.)

превышают фоновые значения, обнаруженные на глубине более 10 см в обеих колонках, в 10-40 раз (рис.2). Максимальные концентрации Hg и As достигают 3 и 136 мкг/г в слое 1-2 см колонки ДО станции 1. Вероятно, что основным источником поступления этих элементов в Монче-губу является деятельность комбината «Североникель», хотя исключать другие источники нельзя, например, поступление Hg из отработанных не утилизируемых ртутных ламп, широко применяемых для освещения промышленных площадей и улиц городов. Так же как и Pb, Hg и As могут поступать в атмосферу и затем в водные объекты с выбросами энергетических предприятий и установок (котельных, ТЭЦ и др.), так как уголь, мазут и другие нефтепродукты содержат повышенные концентрации этих довольно летучих элементов. Согласно исследованиям многих экологов, Hg и As, как и другие халькофильные металлы, являются глобальными загрязняющими элементами окружающей среды Северного полушария, особенно арктической и субарктической зон (Расуна, Расуна, 2001).

**Состав и структура бентосных сообществ.** По данным за 1930 г., средние значения биомассы зообентоса для оз.Имандра в целом составляли 1.1-1.4 г/м<sup>2</sup>, трофический статус водоема по этим показателям соответствовал олиготрофному. Для плеса Большая Имандра значения биомассы были немного ниже и составляли 1.0-1.2 г/м<sup>2</sup> (Крогиус, 1931). В составе бентосных сообществ плеса широко представлены личинки хирономид (44 вида и формы), моллюски (8 видов) и олигохеты (6 видов), встречается реликтовый бокоплав *Monoporeia affinis* (Bousfield). Остальные группы бентоса представлены 1-3 видами и встречаются редко (Большие озера ..., 1975, Моисеенко, Яковлев, 1990). На период исследований 1998 г. в бентосе профундальной зоны плеса Большая Имандра доминировали бокоплав *M. affinis*, которые почти на 60% определяли численность донных животных. Уровень биомассы зообентоса плеса составлял около 13 г/м<sup>2</sup>, согласно «шкале трофности» С.П.Китаева (1984), по значениям биомассы зообентоса плес соответствовал  $\alpha$ -эвтрофному водоему (Антропогенные ..., 2002).

Длительное поступление сточных вод комбината «Североникель» в губу Монче привело к преобразованию структуры и количественных показателей бентосных сообществ. По результатам исследований 1978-1987 гг. отмечено, что донная фауна в этом районе характеризовалась небольшим видовым разнообразием, всего было обнаружено 48 видов и форм из 9 систематических групп (Моисеенко, Яковлев, 1990). Наиболее часто встречающимися и разнообразными по составу были хирономиды (41 вид и форма), доминировали *Chironomus* spp., *Procladius (Holotanypus)* spp., *Psectrocladius (Psectrocladius)* spp. и *Sergentia coracina*. Моллюски, пиявки, высшие ракообразные и веснянки в этот период наблюдений в пробах отмечены не были. Олигохеты встречались только вблизи устья р.Монче.

При исследовании сообществ зообентоса губы Монче в 1998 г. в донной фауне верхнего и среднего участков губы было отмечено всего 3 вида хирономид *Protanypus* spp., *Chironomus commutatus* и *Cladopelma lateralis* gr. spp., которые на 100% определяли развитие зообентоса. На выходе из губы были отмечены единичные экземпляры олигохеты *T. tubifex* и только 7 видов хирономид, среди которых 4 вида представляли род *Chironomus*. Численность и биомасса зообентоса увеличивались от верхнего участка к выходу из губы (Антропогенные ..., 2002).

В настоящее время в составе донных биоценозов участков Монче-губы на расстоянии 1-5 км от устья р.Нюдуай зарегистрированы только хирономиды рода *Chironomus*, на долю которых приходилось до 95% от общего количества и массы беспозвоночных, и единичные экземпляры двустворчатых моллюсков сем. Pisidiidae (*Euglesa* sp.) (табл.2).

Таблица 2

Встречаемость беспозвоночных в бентосе различных участков губы Монче

Группа	Монче-2	Монче-4	Монче-6	Монче-8	Фоновый участок
Oligochaeta	-	+++	-	+	++
Hirudinea	-	-	-	ед.	-
Bivalvia	ед.	ед.	-	-	++
Chironomidae	+++	+++	++	+	+++
Trichoptera	-	-	+	+	+
Hydracarina	-	-	ед.	-	-
Amphypoda	-	-	+++	+++	++
Общее кол-во групп	2	3	4	5	5
Индекс Шеннона, бит/экз.	0.81	1.41	0.59	0.62	1.80

ПРИМЕЧАНИЯ: ед. – единично, «+» – 1-10% от общего количества беспозвоночных; «++» – 10-20%; «+++» – более 20%.

По мере удаления от устья р.Нюдауй качественное разнообразие зообентоса возрастает. В бентосных сообществах станций Монче-6 и Монче-8 отмечены личинки ручейников сем. Policentropodidae, пиявки *Erpobdella octoculata* (L., 1758), амфиподы и водные клещи Hydracarina (табл.2). В составе хирономидных комплексов появляются личинки вида *Sergentia coracina* (Zrtt.), доминирующие в глубоководных сообществах, и представители п/с Tanyrodinae (*Procladius* sp.).

В зоне влияния стока р.Монча (ст.Монче-4), как и в предыдущие периоды наблюдений, многочисленны олигохеты, на других участках Монче-губы они отсутствуют или редки. Как правило, максимальное развитие олигохет наблюдается на участках с высокой концентрацией биогенных элементов, в то же время на пространственное распределение и плотность этой группы в значительной степени влияют концентрации металлов в донных отложениях. Токсикологические опыты выявили высокую чувствительность олигохет *Tubifex tubifex* и *Spirosperma ferox* к сточным водам медно-никелевого производства (Яковлев, 1986; Моисеенко, Яковлев, 1990). Поступление органического вещества с хозяйственно-бытовыми стоками г.Мончегорска снижает токсичное действие стоков комбината «Североникель» и формирует комплекс условий, благоприятный для развития олигохет на данном участке.

По мере удаления от источника загрязнения удельный вес хирономид снижается и увеличивается доля амфипод, представленных реликтовым бокоплавом *Monoporeia affinis* (Bousfield). В бентосных сообществах ст.Монче-8 амфиподы преобладают, определяя на 90% уровень численности и биомассы зообентоса на этом участке.

Низкие значения индекса видового разнообразия сообществ во всех зонах Монче-губы (табл.2) свидетельствуют как о распространении загрязнения по всей акватории губы, так и об усилении доминантности отдельных видов или групп бентоса. Аналогичные значения индекса Шеннона для этой зоны были получены в 1998 г. и составляли 0.95-1.05 бит/экз. (Антропогенные ..., 2002).

Особый интерес представляет наличие в пробах грунта станции Монче-2 и Монче-4 живых двустворчатых моллюсков *Euglesa* sp. Моллюски-горошинки (Pisidiidae) являются типичными представителями глубоководной фауны. Они высокочувствительны к токсичности среды, в частности загрязнению тяжелыми

металлами (Горкин, 1983; Яковлев, 1999, 2002). В предыдущие годы их регистрировали только на расстоянии более 8 км от источника загрязнения. Объяснение этого явления требует дополнительных исследований, так как может быть обусловлено и проявлением адаптационных возможностей группы, и гидродинамическими процессами.

Общая плотность макрозообентоса на ст. Монче-2 очень низка: численность беспозвоночных составляет 69 экз/м<sup>2</sup>, биомасса – 0.5 г/м<sup>2</sup>. По мере увеличения глубины и удаления от источника загрязнения эти показатели возрастают до 2600 экз/м<sup>2</sup> и 10 г/м<sup>2</sup> (рис.3). В настоящее время по уровню развития зообентоса трофический статус вод губы Монче по мере удаления от устья р.Нюдуай изменяется в направлении олиготрофный (ст.2, 4)→мезотрофный (ст.6)→эвтрофный (ст.8).

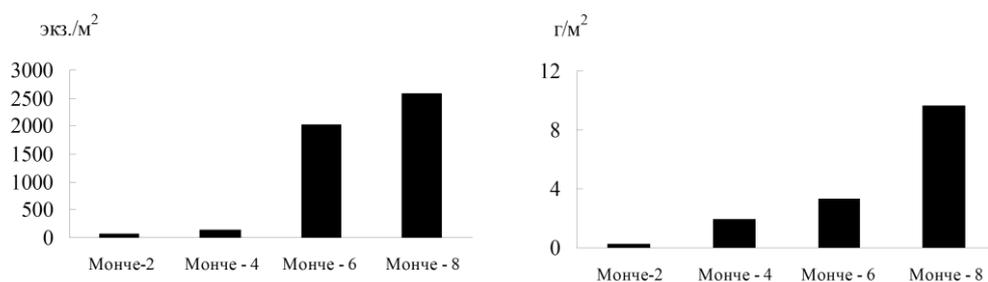


Рис.3. Изменение численности и биомассы зообентоса по мере удаления от устья р.Нюдуай

Для сравнения приводим результаты исследований бентосных сообществ, проведенных в 2010 г. на участках, расположенных в районе Экостровского пролива и острова Йокостров, которые удалены от источника загрязнения. Здесь в составе зообентоса было зарегистрировано 5 систематических групп беспозвоночных – олигохеты, двустворчатые моллюски, хирономиды, ручейники и амфиподы. Количественные показатели бентоса варьировали в широких пределах: численность от 1700 до 7500 экз/м<sup>2</sup>, биомасса от 5 до 70 г/м<sup>2</sup>. В составе пелофильных биоценозов на илистых грунтах доминировали хирономиды. С увеличением в составе грунта доли песка (псаммопелофильные биоценозы) возрастала относительная плотность амфипод *Monoporeia affinis*.

Анализ многолетней динамики структуры макрозообентоса показывает, что за период с 1968 по 2009 гг. структура донных биоценозов наиболее загрязненного участка губы Монче (1-5 км от устья р.Нюдуай) существенно не изменилась. Доминируют в составе фауны на протяжении всего периода наблюдений хирономиды рода *Chironomus*, устойчивые к токсическому загрязнению, широко распространенные и многочисленные в биотопах, загрязняемых тяжелыми металлами (Антропогенные ..., 2002; Яковлев, 2002; Mousavi et al., 2003).

В то же время наблюдается устойчивая тенденция сокращения плотности макрозообентоса на этом участке. В 1968 г. численность бентоса составляла 493 экз/м<sup>2</sup>, биомасса – 8.0 г/м<sup>2</sup>, в 1978-1985 гг. эти показатели достигали 1546 экз/м<sup>2</sup> и 8.8 г/м<sup>2</sup> (Исследование изменений ..., 1985), в 1998 г. снизились до 300-400 экз/м<sup>2</sup> и 0.4-4 г/м<sup>2</sup> (Антропогенные ..., 2002), а в 2009 г. численность бентоса не превышала 140 экз/м<sup>2</sup>, биомасса – 2 г/м<sup>2</sup> (рис.4).

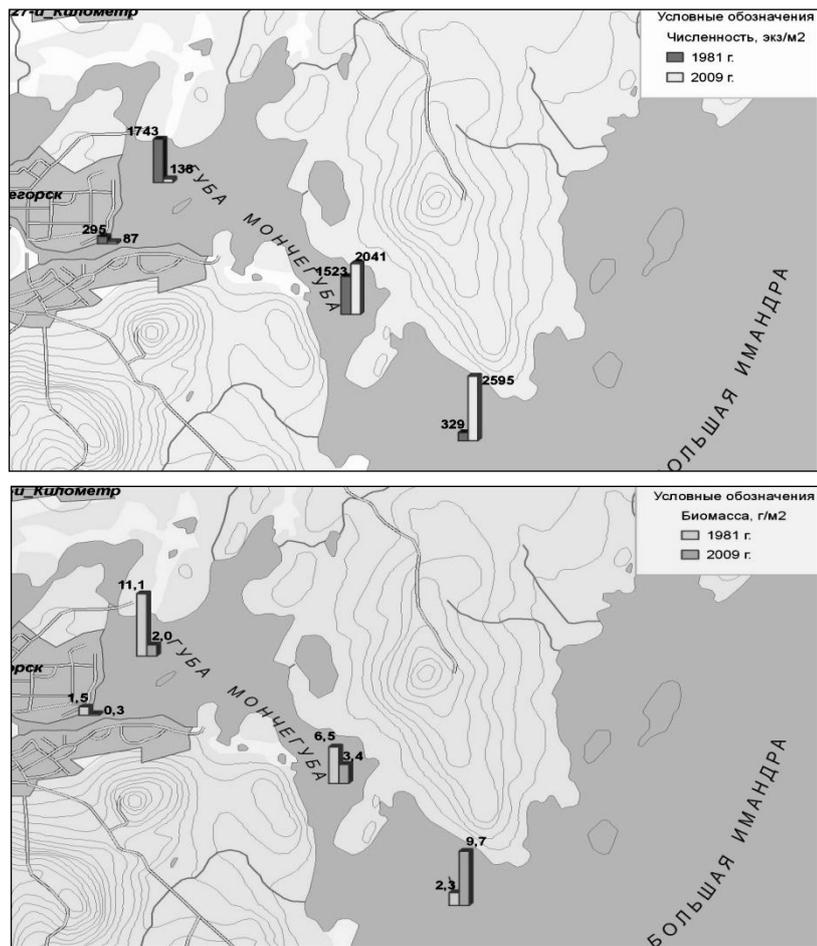


Рис.4. Численность и биомасса зообентоса на разных участках Монче-губы в 1981 и 2009 гг.

Высокие концентрации тяжелых металлов в поверхностных слоях донных отложений оказывают прямое токсическое воздействие на бентосные организмы. Показано, что воздействие тяжелых металлов вызывает как ненаследуемые, так и генетически наследуемые нарушения в развитии хирономид (Антропогенные ..., 2002), что может негативно отражаться на плотности донных биоценозов, которая в этой зоне формируется преимущественно личинками хирономид. Кроме того, уровень численности и биомассы зообентоса на этом участке Монче-губы подвержен значительным колебаниям, которые обусловлены антропогенным воздействием. Неоднократно отмечено, что залповые сбросы сточных вод комбината «Североникель» приводят к тотальной гибели бентосных сообществ в зоне сброса (Моисеенко, Яковлев, 1990; Яковлев, 2005; Моисеенко, 2009). Таким образом, в условиях высокой загрязненности водной среды и донных отложений тяжелыми металлами сформировались неустойчивые бентосные сообщества, характеризующиеся крайне низким разнообразием, плотностью и монодоминантной структурой.

Для бентосных сообществ на выходе из Монче-губы (на расстоянии 8-10 км от источника загрязнения) в настоящее время наблюдается возрастание количественных показателей и разнообразия, сохраняется тенденция к увеличению



плеса Большая Имандра, – 1780 экз/м<sup>2</sup> и 2.4 г/м<sup>2</sup> (Антропогенные ..., 2002).

Таким образом, в настоящее время наблюдается реколонизация амфиподами *M. affinis* прежних местообитаний в пределах Монче-губы. В структуре донных биоценозов этого участка бокоплавов являются доминантами, что характерно для глубоководных зон плеса Большая Имандра, удаленных от источника загрязнения, и может свидетельствовать об улучшении условий обитания для донных животных. Вероятно, это обусловлено рядом причин: сокращением объемов сточных вод комбината «Североникель» и снижением концентрации ТМ в их составе, а также морфометрическими особенностями Монче-губы.

## **Заключение**

Химический состав поверхностных вод в исследуемом районе в основном определяется атмосферным выпадением, поступлением сточных вод комбината «Североникель» и хозяйственно-бытовых стоков г.Мончегорска. В настоящее время вода в губе Монче по кислотности «нормальная». По классификации О.А.Алекина (1970) в подледный период вода поверхностного горизонта соответствует классу гидрокарбонатов и группе кальция, придонных горизонтов – классу сульфатов и группе натрия. В летний период вода в губе Монче соответствует классу сульфатов и группе натрия. Концентрации всех макрокомпонентов, фосфора и азота выше соответствующих нормативов. Значение перманганатной окисляемости в пределах нормы. Концентрации большинства тяжелых металлов и других неорганических загрязнителей ниже ПДК. Исключение составляют концентрации Cu, Ni и Al, повсеместно превышающие ПДК, что является результатом аэротехногенного переноса и поступлением сточных вод с предприятий «Североникеля».

Загрязнение Монче-губы выбросами и стоками комбината «Североникель» проявляется в значительном увеличении концентраций ТМ в поверхностных слоях ДО по сравнению с фоновыми содержаниями, установленными в самых глубоких слоях колонок ДО. Концентрации Ni в поверхностных слоях ДО Монче-губы максимальны по сравнению с другими акваториями оз.Имандра и более чем в 1000 раз превышают содержания в фоновых слоях, Cu – в 200 раз, Co – в 50-60 раз, Zn – в 6-10 раз, Cd – в 40-60 раз, Pb – в 20 раз, As – в 20-40 раз, Hg – в 10-40 раз. Халькофильные элементы Pb, Cd, Hg и As могут поступать в Монче-губу также из других источников, например, с выбросами энергетических предприятий и установок, со свалок бытового и промышленного мусора, из неутрализованных отработанных ртутных ламп и т.д.

В настоящее время можно отметить следующие закономерности распределения бентоса по акватории Монче-губы. В верхней части губы (участок 0-5 км от устья р.Нюдуай) наблюдается ярко выраженная деградация донных биоценозов. Основным фактором, определяющим структурно-функциональную организацию бентосных сообществ на этом участке, является уровень загрязнения среды стоками медно-никелевого производства. По направлению к выходу из Монче-губы формируется комплекс условий, более благоприятный для обитания донных организмов. Возрастает качественное разнообразие и количественные показатели зообентоса, при этом структура сообществ остается монодоминантной, однако количественное преобладание хирономид в зоне сильного загрязнения сменяется доминированием амфипод в менее загрязненных участках. Бентосные сообщества на расстоянии более 10 км от источника загрязнения имеют структуру, характерную для биоценозов профундальной зоны плеса Большая Имандра. Отмеченные тенденции свидетельствуют об улучшении качества вод и восстановлении благоприятных

условий обитания на отдельных участках Монче-губы.

## Литература

- Алекин О.А. Основы гидрохимии. Л.: Гидрометеиздат, 1970.
- Антропогенные модификации озера Имандра / под ред. Т.И.Моисеенко. М.: Наука, 2002. 403 с.
- Большие озера Кольского полуострова / под ред. Л.Ф.Форш, В.Г.Драбковой. Л.: Наука, 1975. 350 с.
- Горкин И.Н. Рыбы и бентос как индикатор загрязнений речных и эстуарных экосистем лососевых рек тяжелыми металлами // Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды. М.: Наука, 1983. С. 68-79.
- Даувальтер В.А. Закономерности осадконакопления в водных объектах Европейской Субарктики (природоохранные аспекты проблемы): автореф. дис. ... докт. геогр. наук. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2000. 52 с.
- Даувальтер В.А. Исследование физического и химического состава донных отложений при оценке экологического состояния водоемов. Мурманск: Изд-во МГТУ, 2006. 84 с.
- Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Мурманской области в 2008 г. Мурманск: Кн. изд-во, 2009. 152 с.
- Дольник Т.В. Зоопланктон и зообентос озера // Комплексное изучение и охрана оз.Имандра. Апатиты, 1972. С. 151-167.
- Ильяшук Б.П. Реликтовые ракообразные в условиях длительного загрязнения субарктического оз. Имандра (результаты наблюдений за период 1930-1998 гг.) // Экология. 2002. № 3. С. 215-219.
- Исследование техногенных изменений химического состава и биоценозов водоемов Кольского Севера: отчет о НИР (заключит.): 3-78-0718 / рук. В.В.Крючков; исполн.: В.В.Чижигов, Т.И.Моисеенко. Апатиты, 1980. 244 с.
- Исследование изменений физико-химического состава водных масс и гидробиоценозов водоемов Кольского Севера: отчет о НИР / Рук. В.В.Крючков; исполн.: В.В.Чижигов, Т.И.Моисеенко. Апатиты, 1985. Кн.1. 187 с.
- Китаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озер различных природных зон. М.: Наука, 1984. 309 с.
- Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. 395 с.
- Крогиус Ф.В. Предварительный отчет о работе экспедиции на Умбозере и Имандре летом 1930 г. // Изв. Ленингр. научн.-исслед. ихтиол. ин-та. 1931. Т.13, вып.1. С. 45-61.
- Лисицын А.П. Потоки осадочного вещества, природные фильтры и осадочные системы «живого океана» // Геология и геофизика. 2004. Т.45, № 1. С. 15-48.
- Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 277 с.
- Моисеенко Т.И. Антропогенные преобразования водных экосистем Кольского Севера / Т.И.Моисеенко, В.А.Яковлев. Л.: Наука, 1990. 220 с.
- Моисеенко Т.И. Формирование качества вод и донных отложений в условиях антропогенных нагрузок на водоемы арктического бассейна (на примере Кольского Севера) / Т.И.Моисеенко и др. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1996. 263 с.
- Моисеенко Т.И. Антропогенные модификации озера Имандра / Т.И.Моисеенко и др. М.: Наука, 2002. 487 с.
- Моисеенко Т.И. Водная экотоксикология: Теоретические и прикладные

- аспекты / Т.И. Моисеенко; Ин-т водных проблем РАН. М.: Наука, 2009. 400 с.
- Определитель пресноводных беспозвоночных европейской части СССР (планктон и бентос) / отв. ред. Л.А.Кутикова, Я.И.Старобогатов. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 510 с.
- Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М.: ВНИРО, 1999. 304 с.
- Рихтер Г.Д. Физико-географический очерк озера Имандра и его бассейна. Л.: Гостехтеориздат, 1934. 144 с.
- Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / отв. ред. В.А.Абакумов и др. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 318 с.
- Яковлев В.А. Влияние на зообентос субарктического водоема антропогенных факторов (на примере озера Имандра): автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л., 1986. 18 с.
- Яковлев В.А. Оценка многолетних изменений в развитии и структуре зоопланктона и зообентоса крупного субарктического водоема (на примере оз.Имандра) // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского Севера. Апатиты, 1995. С. 89-104.
- Яковлев В.А. Изменение структуры зообентоса северо-восточной Фенноскандии под влиянием природных и антропогенных факторов: автореф. дис. ... докт. наук. СПб., 1999. 49 с.
- Яковлев В.А. Воздействие тяжелых металлов на пресноводный зообентос. Ч.2: Последствия для сообществ // Экол. химия. 2002. № 11(2). С. 117-132.
- Яковлев В.А. Пресноводный зообентос северной Фенноскандии (разнообразие, структура и антропогенная динамика). Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2005. Ч.1. 161 с.; Ч.2. 145 с.
- Horowitz A. Effect of mining and related activities on the sediment trace element geochemistry of lake Coeur d'Alene, Idaho, USA. Part I: Surface sediments / A.Horowitz et al. // Hydrological Processes. 1993. Vol.7. P. 403-423.
- Horowitz A. Effect of mining and related activities on the sediment trace element geochemistry of lake Coeur d'Alene, Idaho, USA. Part II: Subsurface sediments / A.Horowitz et al.// Hydrological Processes. 1995. Vol.9. P. 35-54.
- Pacyna J.M. An assessment of global and regional emissions of trace elements to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide / J.M.Pacyna, E.G.Pacyna // Environ. Rev. 2001. Vol.4. P. 269-298.

#### *Сведения об авторах*

**Валькова Светлана Александровна,**

кандидат биологических наук, научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Кашулин Николай Александрович,**

доктор биологических наук, заведующий лабораторией «Водные экосистемы» Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Даувальтер Владимир Андреевич,**

доктор географических наук, главный научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Сандимиров Сергей Степанович,**

кандидат географических наук, старший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Valkova Svetlana Alexandrovna,**

PhD(Bio), Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

**Kashulin Nickolay Alexandrovich,**

Dr.Sc.(Bio), Head of the Water Ecosystem Laboratory of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

**Dauvalter Vladimir Andreyevich,**

Dr.Sci(Geo), Leading Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

**Sandimirov Sergey Stepanovich,**

PhD(Geo), Senior Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

УДК 574.58

**О.П.Стерлигова, С.П.Китаев, Н.В.Ильмаст**

## **СОСТОЯНИЕ НЕКОТОРЫХ ВОДОЕМОВ СЕВЕРНОЙ КАРЕЛИИ И ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ДЛЯ ТОВАРНОГО ВЫРАЩИВАНИЯ РАДУЖНОЙ ФОРЕЛИ**

### **Аннотация**

Рассматривается возможность использования водоемов северной части Карелии в качестве объектов для товарного выращивания радужной форели. Дается анализ природных особенностей озер, оценен биоресурсный потенциал водоемов и допустимые объемы выращивания рыб. Установлено, что объемы производства товарной форели в садках в исследованных озерах могут варьировать от 15 до 1500 т в год и определяются лимнологическими показателями водоемов.

### **Ключевые слова:**

*садковое рыбоводство, рациональное природопользование, биоресурсный потенциал.*

**O.P.Sterligova, S.P.Kitaev, N.V.Ilmast**

## **THE STATE OF SOME NORTH KARELIA LAKES AND THEIR USING FOR COMMODITY PRODUCTION OF RAINBOW TROUT**

### **Abstract**

The North Karelia waterbodies are considered to be used as the reservoirs for commodity cultivation of rainbow trout. The analysis of natural particularities of the lakes is given. The bioresource potential of the waterbodies and admissible volume of fish cultivation are estimated. It is established that the production volume of commodity trout in the fish ponds in the studied lakes varies from 15 to 1500 t per year and can be defined by limnological indicators of the waterbodies.

### **Key words:**

*fish breeding, rational environmental management, bioresource potential.*

### **Введение**

В настоящее время технический прогресс к традиционным проблемам изучения состояния внутренних водоемов добавляет новые, связанные, прежде всего, с обеспечением растущих потребностей в чистой воде и рыбной продукции. Поэтому необходимо выявление показателей, характеризующих устойчивое состояние водных экосистем. К таким показателям следует отнести видовой состав, величины численности, биомассы, продукции популяций и сообществ организмов. Вся система наблюдений должна быть направлена на

оценку запасов водных биоресурсов, на разработку рекомендаций по увеличению рыбопродуктивности озер и охране окружающей среды.

Сокращение запасов и резкое падение промысла ценных видов рыб привели к интенсификации работ, направленных на интродукцию промысловых объектов и разработку биотехники культивирования различных организмов. За последние 40 лет в рыбохозяйственной отрасли большое значение приобретает аквакультура (Рыжков, 2008). Одним из перспективных направлений аквакультуры является садковое рыбоводство, в Карелии это выращивание радужной форели. Производством радужной форели в республике начали заниматься в 1980-е годы, и к настоящему времени объемы на 47 форелевых хозяйствах на внутренних водоемах достигли 13 тыс. т (данные Общества форелеводов РК). Таким образом, Карелия является лидером в России по выращиванию радужной форели в садках. Форелеводческие комплексы расположены в основном в пресноводных водоемах в южной части Карелии, и остро стоит вопрос об их строительстве в средней и северной части республики, в том числе и на акватории Белого моря.

Цель исследований – изучить современное состояние водоемов Лоухского района Республики Карелия и определить допустимые объемы выращивания в них радужной форели.

### **Основные результаты**

Для исследования выбраны водоемы, расположенные в северной части Карелии: Тикшезеро, Керетьозеро, Лоухское озеро, Энгозеро, Таваярви, Тироярви, Топо-Пяозерское. Все эти озера ледниково-тектонического происхождения и относятся к бассейну Белого моря, но при этом имеют разную антропогенную нагрузку и трофический уровень. Характеристики озер представлены в табл.1. По площади изучаемые озера (по классификации П.В.Иванова (1948) и И.С. Захаренкова (1964)) делятся на малые – до 100 км<sup>2</sup>, (Лоухское, Таваярви, Тироярви), средние – до 1000 км<sup>2</sup> (Тикшезеро, Керетьозеро, Энгозеро) и большие – более 1000 км<sup>2</sup> (Топо-Пяозерское водохранилище). Озера значительно отличаются по глубинам. Средняя глубина водоемов колеблется от 3.1 (Лоухское) до 8.0 м (Тикшезеро). Самое глубокое – Топо-Пяозерское водохранилище с максимальной глубиной более 50 м и средней – 15-17 м. Удельный водосбор колеблется от 4.7 (Тироярви) до 11.6 (Энгозеро) и показатель условного водообмена – от 0.07 (Топозеро) до 0.85 (Лоухское озеро). Прозрачность северных озер Карелии выше, чем средней и южной части Карелии, и составляет 2.0-7.4 м (Озера Карелии, 1959). Показатель рН для питьевых вод и рыбохозяйственных водоемов должен быть в пределах 6.5-8.5, что и отмечено для всех изучаемых озер. По величине общей минерализации исследуемые водоемы относятся к группе до 50 мг/л (18-25 мг/л), по перманганатной окисляемости принадлежат к классу вод – олигогумозных. По содержанию фосфора и азота озера можно отнести к олиготрофным (Баранов, 1962; Китаев, 2007).

Гидробионты, куда относятся обитатели зоопланктона и зообентоса, первыми откликаются на изменение условий обитания и поэтому служат важным показателем для мониторинга за качеством воды. По биомассе зоопланктона – менее 1.0 г/м<sup>3</sup> и зообентоса – 0.22-1.25 г/м<sup>2</sup> озера можно отнести также к олиготрофным (Китаев, 2007).

Таблица 1

Основные гидрологические показатели исследуемых водоемов Карелии  
(Озера Карелии, 1959; Каталог ..., 1959; Современное состояние ..., 1998; Китаев, 2007)

Показатели	Тикш- езеро	Кереть- озеро	Лоухское	Энгозеро	Тава- ярви	Тиро- ярви	Топо-Пяозерское водохранилище
Северная ши- рога	66°15'	65°52'	66°25'	65°45'	66°21'	65°36'	65°40'/66°05'
Восточная дол- гота	31°50'	32°58'	33°20'	33°35'	30°10'	30°50'	32°05'/30°55'
Площадь водо- сбора, замыка- емая озером, км <sup>2</sup>	1055	1339	539	1389	235	67.5	3549/12962
Удельный водо- сбор	4.8	5.9	8.4	11.6	6.5	4.7	3.7/16.8
Площадь вод- ной поверх- ности, км <sup>2</sup>	208.8	227.3	64.3	119.6	36.4	14.4	960/772
Средняя глу- бина, м	8.0	4.5	3.1	4.5	3.6	4.9	15.2/17.4
Максимальная глубина, м	40	26	-	18	-	-	56/49
Прозрачность, м	5-7	3.0-3.5	-	1.8-2.5	-	-	7.4/5.7
Показатель условного водообмена	0.19	0.41	0.85	0.81	0.56	0.30	0.07/0.34
Отношение прозрачности к средней глу- бине	0.75	0.71	-	0.45	-	-	0.47/0.37
Среднегод. рас- ход воды из ис- тока, м <sup>3</sup> /сек	11.8	11.7	4.7	5.6	2.5	0.8	31/128
Показатель сто- ка, л/сек/га	0.53	0.51	0.73	0.46	0.69	0.54	0.32/1.66

### Ихтиофауна и рыболовство

Наибольшее число видов рыб отмечено для Топо-Пяозерского водохранилища – 15, в Керетьозере – 14, в Энгозере – 13, в Тикшезере -12, в Тироярви и Таваярви – 8 (табл.2). Преобладающими видами в большинстве озер являются ряпушка, сиг, плотва, щука, окунь, налим, корюшка, девятииглая колюшка (Озера Карелии, 1959). Ценные виды (кумжа) отмечены для Тикшезера, Керетьозера и Топо-Пяозерского водохранилища (голец).

Промысловое рыболовство в XX веке существовало на Энгозере, Керетьозере, Тикшезере, Топозере и Пяозере (Озера Карелии, 1959). Энгозеро относилось к ряпушково-сиговому водоему. В настоящее время промысловые возможности озера ограничены в силу чрезвычайно большой его засоренности отходами лесосплава. Отдельные участки стали непригодны для лова (Печная губа, Морозова губа, Сууриниемискайне). Из 245 мест неводных

притонений только 147 могут быть использованы, остальные засорены топьяками, древесной корой. Возможный вылов по озеру определен в 10 т в год.

Таблица 2

Состав рыбного населения исследуемых озер

Семейство и вид	Тикше- зеро	Кереть- озеро	Лоух- ское	Энго- зеро	Тава- ярви	Тиро- ярви	Топо-Пяозер- ское водо- хранилище
Сем. Salmonidae – лососевые							
<i>Salvelinus lepechini</i> (G.) – голец	-	-	-	-	-	-	+
<i>Salmo trutta</i> L. – кумжа	+	+	-	-	-	-	+
Сем. Coregonidae – сиговые							
<i>Coregonus albula</i> (L.) – ряпушка	+	+	+	+	-	-	+
<i>C. lavaretus lavaretus</i> (L.) – сиг	+	+	+	+	-	-	+
Сем. Thymallus – хариусовые							
<i>Thymallus thymallus</i> (L.) – хариус	-	-	-	-	-	-	+
Сем. Osmeridae – корюшковые							
<i>Osmerus eperlanus</i> (L.) – корюшка	+	+	+	+	+	+	+
Сем. Esocidae – щуковые							
<i>Esox lucius</i> L. – обыкновенная щука	+	+	+	+	+	+	+
Сем. Cyprinidae – карповые							
<i>A. brama</i> (L.) – лещ	-	+	+	+	-	-	+
<i>Alburnus alburnus</i> (L.) – уклейка	-	+	+	-	-	-	-
<i>L. idus</i> (L.) – язь	+	+	+	+	-	-	-
<i>L. leuciscus</i> (L.) – обыкновенный елец	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phoxinus phoxinus</i> (L.) – гольян	-	-	-	-	-	-	+
<i>Rutilus rutilus</i> (L.) – плотва	+	+	+	+	+	+	+
Сем. Lotidae – налимовые							
<i>Lota lota</i> (L.) – налим	+	+	+	+	+	+	+
Сем. Gasterosteidae – колюшковые							
<i>Pungitius pungitius</i> (L.) – девятииглая колюшка	+	+	+	+	+	+	+
Сем. Percidae – окуневые							
<i>Gymnocephalus cernuus</i> (L.) – ерш	+	+	+	+	+	+	+
<i>Perca fluviatilis</i> L. – речной окунь	+	+	+	+	+	+	+
<i>Stizostedion lucioperca</i> (L.) – судак *	-	-	-	+	-	-	-
Сем. Cottidae – рогатковые							
<i>Cottus gobio</i> L. – подкаменщик	+	+	+	+	+	+	+
Всего	12	14	13	13	8	8	15

\* Интродуцированный вид.

Керетьозеро является окунево-плотвичным водоемом со значительными запасами ряпушки. Промышленный лов существовал до 1990-х гг. В настоящее время водоем облавливается рыбаками-любителями. Водоем очень продуктивный. При широком развитии промысла в озере можно вылавливать до 150-200 т рыбы.

В Тикшезере в отдельные годы промыслом занималась бригада рыбаков Кестеньгского рыбозавода. В настоящее время промышленный лов на водоеме не ведется. Возможные уловы оцениваются в 75-90 т в год. Летние скопления окуня и плотвы обнаружены в заливе Екилакши и губе Кокорной. Осенние концентрации сига и ряпушки находятся в заливах Харвелакши, Тойболгубе,

Пимеяпохья, Стариковой губе, Леваалакши и около островов в северо-восточной части озера. Восточная часть сильно засорена топляками и корой, необходима мелиорация.

Топо-Пяозерское водохранилище представляет собой ценный в рыбохозяйственном отношении водоем. В озерный период существования (1950-1965 гг.) общий вылов рыбы в Пяозере и Топозере составлял в среднем 216 т, или 6% (3-11 %) от общих уловов во внутренних водоемах Карелии. При образовании водохранилища эта величина достигла 350 т, или 10% (4-18%) (по данным предприятия «Карелрыбвода»). Самой ценной рыбой является голец, уловы которого могут достигать 3 т в год. Негативную роль играют значительные сбросы воды в зимний период, что приводит к промерзанию части нерестилищ гольца, расположенных на небольших глубинах. С начала 1980 гг. голец является объектом искусственного разведения на водохранилище. Его производители отлавливаются на Топозерском плесе. Собранный икра инкубируется на лососевом заводе, и молодь выпускается снова в материнский водоем. Ежегодно собирается около 100 тыс. шт. икры. Однако существенного влияния эти работы на увеличение численности гольца в водоеме пока не оказали, как это произошло в Ладожском озере (Китаев, Стерлигова, 2005). В середине 1990-х гг. организованный промысел по причине экономических трудностей почти прекратил свое существование, фиксированная добыча рыбы оказалась менее 10 т в год. В настоящее время рыбодобычей занимаются частные предприниматели и рыбаки-любители. Остальные исследуемые водоемы используются для любительского рыболовства.

Рыбопродуктивность озер складывается из взаимодействия популяций разных видов рыб, среды их обитания и формы хозяйства на водоеме. Форма организации рыбного хозяйства является важным фактором, с помощью которого может быть достигнуто направленное изменение условий жизни рыб, соотношение отдельных видов в рыбной части сообщества и состояние их запасов (Никольский, 1974). Максимальный промысловый вылов отмечен для Керетьозера – 6-8 кг с 1 га площади озера, что выше, чем в южных водоемах Карелии, в Тикшезере – 3-4 кг/га, в Топо-Пяозерском водохранилище – 1.5-2 кг/га. На остальных озерах вылов составляет около 2-3 кг/га в год (табл.3). Отсутствие хорошо поставленного учета добытой рыбы сильно затрудняет выяснение вопроса о количестве получаемой продукции, и поэтому мы использовали расчетные данные, анализ которых их данных показал, что наибольшая ихтиомасса – 55 кг/га и рыбопродуктивность 12-16 кг/га отмечена для Керетьозера, на других озерах показатели колеблются от 34 до 40 и 2-3 кг/га соответственно. Перед нами стояла задача определить пригодность северных водоемов для выращивания радужной форели в садках без ущерба для водных экосистем (табл.3). Расчеты по объему производства радужной форели были выполнены разными способами (Китаев и др., 2006). В табл.3 приведены расчетные теоретические данные при условии, что лимнологические показатели позволят организовать садковое хозяйство. Анализ результатов показал, что два озера – Таваярви и Тироярви – являются мало рентабельными для рыбоводства, так как в них можно выращивать в год 50 и 15 т форели соответственно. В Топо-Пяозерском водохранилище, в связи с большими площадями, можно выращивать форели от 600 до 1500 т в год.

Таблица 3

## Гидробиологическая характеристика исследуемых озер Карелии

Показатели	Тикше- зеро	Кереть- озеро	Лоух- ское	Энго- зеро	Таваяр- ярви	Тиро- ярви	Топо-Пяозер- ское водо- хранилище
Первичная продукция, гС/м <sup>2</sup> год	-	-	-	-	-	-	28-29
Зоопланктон, г/м <sup>3</sup>	1.0-1.2	1.0-1.5	0.3-0.8	0.5-0.9	0.5-0.9	0.4-0.7	0.6
Бентос, г/м <sup>2</sup>	0.36	0.8	0.6	0.42	-	-	1.25
Ихтиомасса, кг/га	40	55	40	40	40	40	34
Рыбопродукция, кг/га	6-8	12-16	6-9	6-9	6-9	6-9	5.9-6.3
Максимально промысловый вылов, кг/га в год	3-4	6-8	2-3	2-3	2-3	2-3	1.2-1.3
Предельные объемы выращивания форели в садках, т/год	234	232	94	110	50	15	614/1564

**Заключение**

Таким образом, в результате выполненных работ определен биоресурсный потенциал (с точки зрения рационального использования) семи водоемов Лоухского района Республики Карелия. К ним относятся: Тикшезеро, Керетьозеро, Лоухское озеро, Энгозеро, Таваярви, Тироярви, Топо-Пяозерское водохранилище. Определено, что данные водные экосистемы пригодны для товарного рыбоводства. Однако предельные объемы производства товарной форели в садках без причинения вреда для водопользователей в них колеблются от 15 до 1500 т в год и зависят от лимнологических показателей водоемов.

Работа выполнена при финансовой поддержке программы РАН «Биологическое разнообразие», ФЦП Гос. контракты № 02.740.11.0700 и П№1299.

**Литература**

- Баранов И.В. Лимнологические типы озер СССР. Л.: Наука, 1962. 266 с.
- Захаренков И.С. О лимнологической классификации озер Белоруссии // Биологические основы рыбного хозяйства на внутренних водоемах Прибалтики. Минск, 1964. С. 175-176.
- Иванов П.В. Классификация озер по величине и по их средней глубине // Бюл. ЛГУ. 1948. № 21. С. 29-36.
- Каталог озер и рек Карелии / под ред. С.В.Григорьева, Г.Л.Грицевской. М.-Л., 1959. 240 с.
- Китаев С.П. Стерлигова О.П. Воздействие форелевых комплексов на озерно-речные системы Карелии / С.П.Китаев, О.П.Стерлигова // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера: тез. докл. Междунар. конф. (Вологда, 5-10 декабря 2005 г.). Вологда, 2005. С. 28-34.
- Китаев С.П. Методы оценки биогенной нагрузки от форелевых ферм на водные экосистемы / С.П.Китаев, Н.В.Ильмаст, О.П.Стерлигова. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2006. 40 с.
- Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. 395 с.

Никольский Г.В. Теория динамики стада рыб. М.: Наука, 1974. 447 с.

Озера Карелии. Петрозаводск: Госиздат КАССР, 1959. 619 с.

Рыжков Л.П. Садковая аквакультура – программа действий // Садковое рыбоводство. Технология выращивания. Кормление рыб и сохранение их здоровья: тез. науч. конф. (Петрозаводск, 14-17 октября 2007 г.). Петрозаводск, 2008. С. 3-6.

Современное состояние водных объектов Республики Карелия. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1998. 188 с.

#### **Сведения об авторах**

##### **Стерлигова Ольга Павловна,**

доктор биологических наук, заведующая лабораторией экологии рыб и водных беспозвоночных Института биологии Карельского научного центра РАН

##### **Китаев Станислав Петрович,**

доктор биологических наук, главный научный сотрудник Института биологии Карельского научного центра РАН

##### **Ильмаст Николай Викторович,**

кандидат биологических наук, ведущий научный сотрудник Института биологии Карельского научного центра РАН

##### **Sterligova Olga Pavlovna,**

Dr.Sc.(Bio), Head of the Laboratory of Fish and Water Invertebrates Ecology, Institute of Biology Karelian Science Centre Russian Academy of Sciences

##### **Kitaev Stanislav Petrovich,**

Dr.Sc.(Bio), Leading Research Fellow of Institute of Biology Karelian Science Centre Russian Academy of Sciences

##### **I'lmast Nickolay Viktorovich,**

PhD(Bio), Leading Research Fellow of Institute of Biology Karelian Science Centre Russian Academy of Sciences

УДК 502.150.4

**С.А.Горбачев**

## **ВОПРОСЫ ОЦЕНКИ УЩЕРБА ВОДНЫМ БИОРЕСУРСАМ**

### **Аннотация**

Проведен критический анализ методов и механизмов расчета ущерба биологическим ресурсам водных экосистем в условиях современной природоохранной политики. Рассмотрено несовершенство разработанных в советский период существующих подходов к оценке ущерба. Предложены рекомендации к улучшению существующей системы оценки ущерба биологическим ресурсам с учетом эколого-экономических особенностей водоемов.

### **Ключевые слова:**

*оценка ущерба, система нормирования, биоресурсы.*

**S.A.Gorbachev**

## **QUESTIONS OF ASSESSMENT OF WATER BIORESOURCES DAMAGE**

### **Abstract**

The critical analysis of methods and mechanisms of water ecosystems bioresources damage under the current environmental conditions policy is carried out. The imperfection of the existing assessment methods, developed in the Soviet period is shown. Recommendations to improvement of the existing system are given with allowance for ecological and economic peculiarities of the lakes.

**Key words:**

*damage assessment, system of regulation, bioresources.*

В 2005 г. в Москве была проведена Всероссийская конференция «Государственная экологическая политика на новом этапе экономических преобразований». На конференции отмечено среди факторов, создающих трудности в решении экологических проблем страны, также несовершенство правовых, административных и экономических механизмов, компенсирующих экологический вред от хозяйственной деятельности и стимулирующих перевод российской промышленности и транспорта на экологически чистые энерго- и ресурсосберегающие технологии и производство экологически безопасной продукции, соответствующей международным стандартам.

В Бюджетном послании Президента РФ Федеральному собранию в 2006 г. поставлена задача серьезной переработки системы платежей за негативное воздействие на природную среду. Новая система платежей должна исключить возможность принятия индивидуальных решений по размерам платежей для каждого плательщика и стимулировать переход на современные энергоэффективные технологии производства. Размер платежей должен быть адекватен реальной стоимости природных ресурсов на государственном уровне.

Практика экологической экспертизы в сфере рыбного хозяйства использует более десятка нормативно-методических и множество документов рекомендательного характера, разработанных и утвержденных ведомствами в советский период. Абсолютное большинство не проходило регистрацию в Минюсте России, слабо соответствует современному природоохранному законодательству и уровню экологических знаний, следовательно, теряет возможность правоприменения.

Принятый в 2004 г. Федеральный закон «О рыболовстве и сохранении водных биологических ресурсов» по существу не изменил устаревший неадекватный порядок проведения и методологию рыбохозяйственной экспертизы.

Достаточно большой опыт (1981-2010 гг.) по оценке влияния на водные биоресурсы строительства и эксплуатации различных хозяйственных объектов и производства работ на водоемах Европейского Севера, Северо-Запада предопределил попытку обсудить ряд вопросов с надеждой на последующие новации.

Современное состояние водных экосистем и их биоресурсы формируются в условиях взаимодействия разнообразных природных и техногенных факторов. В наиболее хозяйственно освоенных и урбанизированных районах техногенный фон неуклонно замещает природные образования. Тем самым ухудшаются, сокращаются и даже полностью уничтожаются места обитания и нарушаются условия воспроизводства разных видов биоты. Обобщая многолетний опыт работы в области рыбохозяйственной экспертизы, можно считать, что наибольший ущерб водным биоресурсам на Европейском Севере России причиняется факторами, связанными с загрязнением природной среды (в среднем не менее 55%, включая аэрогенное загрязнение и ливневый сток), гидро- и тепловой энергетикой (15-20%) и всеми видами транспорта с его инфраструктурой – дорожная сеть и судоходные трассы, путепроводы, портовое хозяйство и предприятия, подвижной состав (не менее 15%).

Изменения в развитии производительных сил в регионе, внедрение новых технологий генерируют возникновение дополнительных факторов, перераспределяя их экологическую значимость в общем техногенном воздействии на природную среду и ее биоресурсы. Так, постепенно ушли в прошлое факторы, связанные с лесосплавом, лесной мелиорацией (осушением заболоченных угодий), снизились масштабы судоходства и т.д. С другой стороны, существенно возросло негативное влияние горнопромышленного комплекса, нефте- и газодобывающей отрасли,

коммунального хозяйства. Позитивом является общее снижение удельных выбросов и сбросов загрязняющих веществ и отходов в природные среды.

Нельзя исключать влияние на состояние водных биоресурсов самого рыбного хозяйства как основного пользователя с обширной инфраструктурой, включающей флот, добывающие, рыбоперерабатывающие, рыбоводные, судоремонтные и другие предприятия, специфические орудия производства и лова и многое другое.

Добыча водных объектов сопровождается множеством негативных факторов, связанных с применением техники, орудий лова и оборудования, жизнедеятельности персонала, а также обусловленных авариями и браконьерством. Это сбросы в воду всевозможных отходов и сточных вод работающим флотом, утечки нефтепродуктов и фреона, выхлопные газы двигателей, воздействия локаторов и другой аппаратуры, шумы двигателей, засорение потерянными орудиями лова и прочее.

Таким образом, с экологических позиций промысел представляет собой не только активную форму воздействия на биомассу и структуру сообществ, но его можно рассматривать как комплекс помех биологическим процессам и фактор загрязнения водной среды, а в экосистемном отношении, по определению Л.А.Кудерского (1992), как «деэвтрофикационный механизм», изымающий из водоема часть органического вещества.

Одновременно существуют сложно взаимодействующие региональные и глобальные природные процессы с локальными техногенными факторами. Экологическая ситуация как в пространстве, так и во времени постоянно изменяется. Определенную роль играют спорадические трансграничные, аварийные и катастрофические факторы.

Живая природа на каждом уровне организации (организм – популяция – сообщество – биоценоз) обладает способностью к частичной или полной компенсации внешнего воздействия, а экосистема определенного вида в целом имеет особые свойства, не присущие ее подсистемам и блокам, а также сумме элементов, не объединенных системообразующими связями, т.е. действует принцип эмерджентности. Компенсаторно-адаптивные цепные реакции биоты могут проявляться в течение длительного времени, иметь скрытый период (Одум, 1986; Яблоков, 1987; Бигон и др., 1989; Северцов, 1992; Реймерс, 1994; Шилов, 1998; Филенко, 2002 и мн. др.).

В этом сложном конгломерате первичных и вторичных, синергических и разнонаправленных природно-техногенных процессов трудно определить достоверно место и роль, ущербобразующую значимость отдельно взятого фактора, источника негативного воздействия или природного явления. В каждом географическом пункте и в пределах каждой экосистемы (или их сочетания) существуют специфические трансформации биоты, и, по мнению Н.Ф.Реймерса (1990), общего стандарта признаков составить нельзя.

Высокая степень неопределенности имеет место почти всегда при расчетах ущерба водным биологическим ресурсам, поскольку экологические последствия, особенно для рыбной части водного сообщества, в большинстве случаев проявляются с запаздыванием (за исключением катастроф) и характеризуются латентностью. Весьма затруднительна оценка ущерба водным экосистемам, расположенным вне сферы хозяйственного освоения, но испытывающим трансграничное воздействие спорадически.

Хронический ущерб водным биоресурсам может не проявляться изменениями общей биопродуктивности. Дегradированный или уничтоженный вид, как правило, замещается экологическими аналогами – другими видами, которые могут оказаться бесполезными и даже вредными для человека в хозяйственном отношении. При этом рыболовство как фактор селективного изъятия рыбы

(недостовверного статистически) существенно искажает представление о величине реальных нарушений в экосистеме.

Оценки вреда природным экосистемам (причиненного или ожидаемого), а также субъектам хозяйственной деятельности, здоровью и имуществу граждан, выраженные с высокой точностью (например, потери рыбных запасов в килограммах и даже центнерах), как правило, вызывают справедливые сомнения специалистов, заказчиков и инвесторов. Существенные расхождения результатов наблюдаются не только у разных экспертов, использующих разные методики, но и при вариантных проработках одним исполнителем или единым коллективом. И это не столько издержки методологии, объема исходных данных, сколько объективные трудности учета сочетанного действия комплекса негативных и позитивных факторов, скрытых экологических последствий. Весьма значимо и существо задачи оценки, поскольку проблема компенсации ущерба может решаться в экологическом, экономическом, медицинском и социальном аспектах. Очевидно, критерии в этих случаях могут быть достаточно противоречивы.

Сложившаяся в результате перехода России на рыночную экономику правовая база эколого-хозяйственных отношений имеет дифференцированную структуру и включает:

- 1) экологические платежи за сбросы, выбросы и размещение отходов по установленным фиксированным ставкам;
- 2) возмещение ущерба (упущенной выгоды) в результате невозможности или ухудшения условий дальнейшей хозяйственной деятельности в рамках гражданско-правовых отношений, на договорной основе между хозяйствующими субъектами;
- 3) ресурсные платежи за право использования ресурсов, как правило, в виде фиксированной ставки отчислений объекта используемых ресурсов.

В теории и практике оценочных работ для расчета рыночной стоимости экологического ущерба от уничтожения основных элементов биоты используются три основных метода: затратный, доходный и метод сравнения продаж (Медведева и др., 1999). Международные стандарты требуют применения сразу трех методов для получения объективных значений и исключения необоснованных результатов.

Многие специалисты считают, что оценки стоимости биологических компонентов экосистем должны быть ориентированы не на расчет ущербов, наносимых одним видом хозяйственной деятельности другим, а должны исходить из компенсационного принципа. То есть они должны отвечать на вопрос: какие затраты (хотя бы гипотетические) необходимо понести обществу для того, чтобы восполнить потери в регуляторной функции биосферы, связанные с деградацией экосистем, обусловленной его деятельностью (Митяева, 1982, 1987; Фридман, 1982, 1992; Богачев, 1984; Семенов, Дубинина, 1991; Большаков и др., 1998; Медведева и др., 1999).

В сфере оценки ущерба рыбному хозяйству и водным биоресурсам действуют несколько методик, в том числе разработанные в 1967 и 1974 гг. Они основаны на различных подходах, обладают неравным юридическим статусом, не отвечают современному законодательству, но самое главное – их точность не отвечает критериям. Формализация подсчета и отказ от «предосторожного подхода» – это ошибка уже потому, что не учитывается трансформация самой водной экосистемы. Данная методология мало приемлема в новых экономических условиях хозяйствования.

Объективно существуют и законодательно определены два основных вида ущерба в сфере природопользования.

Первый вид – вред природной (окружающей) среде. Это негативные

изменения, вызванные антропогенной деятельностью в результате загрязнения среды, истощения природных ресурсов, повреждения или разрушения экосистем. Он является материальным носителем экономических потерь. Однако биоресурсы (в их числе водные) не могут быть оценены эквивалентно в денежном выражении, поскольку представляют собой не только источник пищевого белка. Они – неотъемлемая часть природных экосистем, способных самовосстанавливаться, регулировать состояние среды своего обитания, и носители уникальных генофондов, которые должны быть сохранены для нормального и продолжительного функционирования экосистем и биоразнообразия.

Второй вид ущерба – вред, причиняемый здоровью и имуществу граждан, а также отраслям хозяйства при эксплуатации, строительстве, производстве различных работ с использованием природных ресурсов. Отрасли и субъекты, конкурирующие в сфере природопользования, неминуемо наносят друг другу ущерб, который тем сильнее, чем значительнее они изменяют совместно используемый экологический компонент.

Из практикуемых в настоящее время в России нормативно-методических документов наиболее интегральной, «сырьевой» является «Временная методика оценки ущерба...» (1989). Она прошла многолетнюю апробацию и широко используется не только при разработке проектов, но и в экспертизе экологических последствий от воздействия существующих хозяйственных объектов и работ. Вместе с тем методика имеет ряд неточностей и недостатков, а главное, слабо отвечает концепциям экосистемного и бассейнового подходов. Новый проект методики (Инструкция ..., 2001) не получил статуса нормативного документа. Опыт экспертных работ, выполненных на водных объектах Европейского Севера России в 1981-2010 гг., показал малую приемлемость чисто нормативных методов подсчета ущерба водным ресурсам. Практически во всех случаях необходимо использование большого объема научной информации, а также хотя бы рекогносцировочных полевых исследований. Действующие нормативы, особенно в области гидрохимии, привязанные локально к месту и времени, часто ведут к необъективным выводам. Выйти на относительную достоверность позволят лишь анализ экологической обстановки в масштабе всей водной системы с учетом изменений на уровнях популяций, сообществ и биоценоза во взаимосвязи с трансформацией абиотических условий.

Создание универсальной методики, которая охватывала бы все случаи причинения вреда водным биоресурсам, обеспечивала адекватно оценку экологических и экономических потерь и способы их компенсации на условиях сохранения доминантных природных комплексов при устойчивом развитии современной цивилизации, очевидно, на данном этапе нереально. Возможно, нет и быть не может универсального и простого алгоритма оценки ущерба водным биоресурсам, и каждый случай требует индивидуального подхода с учетом многих факторов – экологических, экономических и социальных.

Общим фактором становления и развития социально-экономического комплекса страны, так или иначе, является привязанность к водным системам. В конечном счете в хозяйственную сферу вовлекаются все природные ресурсы водных бассейнов. Достаточная обособленность водных бассейнов, с одной стороны, и глубокая взаимозависимость элементов бассейна (в их числе биоресурсы), с другой – обуславливают необходимость вести расчеты последствий антропогенного воздействия (водосбор, сброс сточных вод, создание гидроузлов и водохранилищ и т.д.), составлять прогнозы и осуществлять планирование не в точке (как это заложено

в большинстве методик), а с учетом последствий для бассейна всей совокупности воздействий. Вместе с тем исходные данные о состоянии природных объектов гидросферы по-прежнему отличаются неточностью и неполным объемом, а иногда – относятся лишь к качественным показателям. Характерная особенность – наличие третьей ординаты (глубины) в условиях водной среды, что определяет существенные различия по вертикали в реакции абиотических компонент экосистемы на внешнее воздействие, а также в характере и интенсивности одних и тех же внешних импульсов. Существенная скрытность внутриводоемных процессов приумножает неадекватность оценки экологических последствий.

Природоохранная политика длительное время акцентировалась на факторе загрязнения, игнорируя множество других видов антропогенного воздействия. Само понятие «загрязнение окружающей среды» получило чрезмерное толкование, включив разновидности не только химического, но и физического воздействия (радиация, шумы, микроволновые и магнитные поля, тепло и т.д.), вплоть до «биологического загрязнения».

Большинство бытующих методических документов предназначено для определения ущерба (убытков) от загрязнения преимущественно химическими агентами. В качестве нормативного базиса была разработана и официально утверждена система контроля с помощью ПДК. Сыграв положительную роль на начальном этапе мониторинга природных сред, к настоящему времени система изжила себя экологически и стала определенным дезинформатором при оценке состояния водных экосистем и расчетах причиняемого вреда биоресурсам. Установленные общенациональные ПДК не отражают всего многообразия устойчивости к антропогенной нагрузке водных экосистем, расположенных в различных природно-климатических зонах и биогеохимических провинциях страны (Волков и др., 1996; Заличева, 1996; Лесников, 1998; Александровская, Розенталь, 2011 и др.). Игнорирование этого положения способствовало дальнейшему ухудшению экологического состояния водных объектов и значимому снижению их биопродуктивности. Перед наукой встал вопрос разработки региональных ПДК, учитывающих зональные и аazonальные факторы резистентности. Как следствие – перечень обязательных ПДК должен расширяться до бесконечности, увеличивая затраты на их разработку и мониторинг окружающей среды.

Сложилась парадоксальная ситуация: при существовании тысяч вредных веществ с установленными нормативами, большая часть которых практически не контролируется из-за обилия, инструментально-технических трудностей и экономической обремененности, известна группа веществ (всего около 30), которые являются причиной патологий, несмотря на действующую систему контроля за их содержанием в природной среде.

По результатам исследований зональных и аazonальных особенностей устойчивости пресноводных экосистем к антропогенной токсикологической нагрузке, выполненных в лаборатории экологической токсикологии и биомониторинга СевНИИРХ в 1980-1990-е годы, было предложено в системе рыбохозяйственных ПДК выделить в специальную группу вещества природного происхождения. Их регламентирование следует вести с обязательным учетом нормы реакции представительных гидробионтов и зональных особенностей токсикорезистентности водных экосистем (Заличева, 1996).

Вопрос о несовершенстве системы ПДК-ПДС-ПДВ справедливо ставил академик В.А.Коптюг (1988). В последующее время некорректность нормирования

и контроля на основе ПДК обосновали не только гигиенисты, химики и гидробиологи, но даже токсикологи – авторы системы (Грушко, 1982, 1987; Башкин, 1989; Безель и др., 1992; Фридман, 1992; Волков и др., 1996; Лесников, 1998; Тулупов, 2000; Гусева и др., 2001; Пономарева, 2003 и др.).

Нормативы ПДК относительно приемлемы в качестве базовых в сфере технологического управления качеством сбросных (сточных) вод и выбросов в атмосферу, но они «не работают» в условиях естественных экосистем, где комплексуются, трансформируются и перемещаются тысячи природных и техногенных веществ и нет места существованию рафинированных элементов, для которых установлены ПДК. Зональные, ландшафтные, геохимические и множество других особенностей функционирования экосистем невозможно нормировать с помощью гипертрофированной системы ПДК. Очевидно, просто необходим полный запрет на сброс или выброс в окружающую среду наиболее опасных веществ-ксенобиотиков (например, по списку ЮНЕП 1995 г., но дополненному). Более того, в условиях действия гигиенических нормативов Минздрава РФ в области охраны здоровья и охраны окружающей среды применение «рыбохозяйственных» ПДК – по определению юридически неправомерно.

Практически не найден переход от нормативного представления о действии контролируемого вещества к оценке размера экологических последствий в реальной обстановке. Вопрос установления природоохранных норм качества природных вод остается открытым.

Из негативных сторон системы ПДК следует отметить еще экономическую. В настоящее время на рынке в заметных количествах оборачивается до 200 тыс. синтезированных веществ, в большинстве которые являются ксенобиотиками. Наличие ПДК в соответствии с законодательством необходимо на каждое потенциально опасное вещество. Перечень только рыбохозяйственных ПДК достиг 1.5 тыс. наименований, эклектичных по многим параметрам (ионы, смеси, пасты, взвеси, сложные соединения и тому подобные разновидности и формы). Разработка новых ПДК в неупорядоченной системе нормирования и неадекватных в реальной ситуации – задача архидорогая и тупиковая. Прописанные Водным кодексом РФ (2010) запреты на сбросы и захоронения опасных для здоровья и других организмов веществ и взвесей в соответствии с установленными нормативами ПДК для огромного их числа практически неосуществимы и являются чистой декларацией.

На основе комплексных натурных работ по оценке степени техногенного воздействия крупных хозяйственных объектов Европейского Севера на водные экосистемы (предприятия ЦБП, ОАО «Апатит», Кольская АЭС, месторождения нефти, газа, нерудных стройматериалов и т.д.) И.В.Волковым и автором был предложен показатель условного экологического водопотребления (УЭВ). Он выражает объем чистой природной воды, необходимый для нейтрализации токсичности характерных видов загрязнения (сточных, ливневых, дренажных и иных вод без детализации их сложного состава) от конкретных источников в зоне их воздействия. Степень порогового разбавления определяется экспериментально по общепринятым в токсикологии методикам. При этом за экологически приемлемый уровень нагрузки принимается величина УЭВ, не превышающая 25% годового притока на загрязняемую акваторию. Этот страховочный коэффициент введен с учетом трех положений:

- исходя из физиологии гидробионтов известно, что адаптация организма возможна при уменьшении лимитирующего ресурса (например, содержания кислорода в воде) не более чем на одну треть оптимальной величины;
- годовая приточность не может быть на 100% израсходована на

нейтрализацию загрязнения, так как остаются неучтенными другие факторы антропогенного влияния, в том числе аэрогенные;

- в связи с биотестированием не по полной схеме токсикологического анализа среды экстраполяция расчетной величины УЭВ на натурную экосистему целесообразна с понижающим коэффициентом допустимости безопасного уровня воздействия.

При биотестировании натуральных вод необходимо иметь в виду, что аккумуляция большинства токсикантов донными отложениями и гидробионтами до  $1 \cdot 10^6$  превышает их содержание в воде, то есть концентрация вещества в воде не отражает токсикологической нагрузки на водную экосистему, а может дать лишь первичную информацию к установлению силы антропогенного воздействия (Лукьяненко, 1983; Брагинский, 1985; Ласкорин, Лукьяненко, 1992 и др.).

Система маркерных показателей оценки состояния водных объектов при малой антропогенной нагрузке взамен системы ПДК обоснованно предложена Т.В.Гусевой с сотрудниками (2001). К показателям, которые наиболее устойчиво характеризуют состояние водной массы, отнесены электропроводность, цветность, жесткость, содержание гидрокарбонатов и хлорофилла «а».

Экологические нормы не должны быть абсолютно жесткими, поскольку задача нормирования, по сути, сводится к поиску компромисса между требованиями держаться подальше от границы устойчивости экологической системы и получением максимально возможной продукции с учетом технологических особенностей того или иного вида хозяйственной деятельности. При этом, по мнению многих авторов (Семенов, Дубинина, 1991; Безель и др., 1992; Кондратьев и др., 1996; Моисеенко, 1997; Обьедков, 2000; Булгаков, 2002 и др.), экологическое нормирование необходимо ориентировать не на степень и качество видов воздействия на природные комплексы, а на реакцию биологических систем.

Современный уровень экологических знаний свидетельствует, что самый значительный вред наносит уничтожение или ослабление природных экосистем, а не фактор загрязнения и аномалии климата. В данном контексте, по крайней мере для зоны Севера, богатой водными ресурсами, экологический ущерб от объектов энергетики может превышать потери от других видов антропогенного пресса. Энергетики, уповая на высокую экономическую эффективность и крайне важную роль своей отрасли в жизни всего населения, откровенно замалчивают наличие серьезных техногенных факторов негативного воздействия на водные экосистемы: аномалии гидрологического режима, препятствия миграциям и воспроизводству водных организмов, прямая гибель гидробионтов на сооружениях электростанций и в водохранилищах, электромагнитные поля (особенно трехфазные), имеющие катастрофические последствия для всего живого, но практически не нормируемые. На энергетику завязаны промышленные центры и поселения с инфраструктурой, которые усиливают антропогенный пресс на водные экосистемы. По классификации Всемирного банка плотины и водохранилища отнесены к категории А, т.е. к объектам с чрезвычайно высокой степенью воздействия на окружающую среду с серьезными экологическими последствиями, включая наведенные изменения климата, сейсмичности и аварии.

Техногенно-природные экосистемы водохранилищ отличаются значительным динамизмом абиотических условий и, как следствие, разбалансированы, качественно и количественно перестраиваются местные гидробиоценозы, резко возрастают межгодовые колебания биомассы рыбной части сообщества (Васильев, Хрисанов, 1984; Лукьяненко, 1989; Романенко и др., 1990; Авакян, Ковалевский, 1992; Кудерский, 1992; Авакян, Подольский, 2002). Особенно значительны изменения в условиях озерно-речных

систем Карело-Кольского региона, которые претерпели масштабную трансформацию в интересах энергетики, лесосплава, мелиорации, судоходства и для других целей.

Известный ученый гидролог-гидротехник С.В.Григорьев еще в 1940-1950-е годы считал главным фактором изменения природы вод использование рек и озер в энергетических целях, сравнивая процесс массового гидростроительства по последствиям с новой геологической эпохой.

Долинно-речные водохранилища региона имеют скромные регулирующие возможности из-за слабоврезанных русел, а водохранилища на базе озер могут вести многолетнее регулирование стока, трансформируют морфометрию и водный режим собственно водоема и вытекающей из него реки во всех их характеристиках как по внутригодовому распределению, так и по смежным годам. Новая техногенно-природная водная система в большинстве случаев аномальна к условиям обитания и воспроизводстве гидробионтов и околородной фауны и флоры в масштабе всего водного бассейна, а при переброске стока сказывается и на другом водосборе.

Водный кодекс Российской Федерации (новая редакция 2006 г.) содержит наибольший объем законодательных требований именно в части использования водохранилищ и водных объектов для целей производства электроэнергии.

Ущерб, причиняемый рыбным ресурсам ежегодно гидроэнергетикой, трудно восполним специальными мероприятиями, а сформировавшиеся новые водные экосистемы характеризуются неустойчивостью и пониженной биопродуктивностью на 20-30% от исходной в естественном режиме. По данным В.И.Лукьяненко (1989), реальные уловы рыбы на водохранилищах европейской части России составляют от 10 до 48% от расчетных проектных. Наша оценка с использованием методики С.П.Китаева (2007) показала, что в зоне Европейского Севера средний уровень рыбопродуктивности водохранилищ, созданных на базе озер, на 24% ниже, чем таковая в естественных озерах. При этом следует помнить об утрате многих популяций проходных рыб и ряда видов других гидробионтов в результате создания каскадов ГЭС на реках Ковда, Кемь, Выг, Воронья, Териберка, Нива.

Во всех случаях оценочных работ следует иметь в виду, что изменения в структуре и биомассе водных биоресурсов вызываются не только антропогенными факторами. Единовременно происходят естественные колебания, обусловленные климато-продукционными глобальными циклами и внутриводоемными природными процессами. В этой связи возможны только приближенные результаты оценки потерь биоресурсов, связанные с определенным техногенным прессом. Необходимо установить норму допустимых отклонений по вариантным расчетам.

К началу 1990-х гг. практика оценки ущербов водным биоресурсам показала несостоятельность стоимостного подхода к проблеме, несмотря на существование нормативно закреплённого механизма компенсации вреда и множество методических разработок (Киселев, Киселева, 1983; Семенов, Дубинина, 1991; Кудерский, 1992; Киселев, 2009 и др.).

Стоимостное выражение вреда, причиняемого водным биоресурсам, да и в целом от негативного вмешательства в природные процессы, оценить невозможно в принципе. Цена, стоимость отражают процессы общественного товарного производства, их влияние ограничено сферой производственных отношений. Стоимостные показатели могут характеризовать только общественные затраты труда, а не свойства природных ресурсов, не качество окружающей среды. Обустройство природных ресурсов (создание производственной базы и необходимой инфраструктуры), конечно, требует затрат труда на их выявление, освоение,

реализацию и т.д. При этом, чем беднее ресурсы и сложнее условия их освоения, тем необходимо больше затрат. В экономическом смысле – нелепость.

В естественном состоянии водные биоресурсы представляют собой не только определенное количество полезного для человека продукта или вещества, но главное – они самовоспроизводятся в течение неограниченного времени, являясь элементами сложных экосистем и носителями своеобразных и уникальных генофондов. Поэтому они, как и свойство биопродуктивности водных объектов, имеют самостоятельную ценность, которая не может быть определена в полной мере денежным эквивалентом.

Если в общественном производстве деньги можно «конвертировать» в товар, то, как считает В.К.Киселев (2009), утраченные природные ресурсы в большинстве случаев невозможно восстановить ни за какие деньги. Лишь в случаях, когда имеется проверенная на практике возможность возмещения усилиями человека причиненных природе потерь, можно допустить стоимостные критерии для выбора вариантов хозяйственных решений, связанных с использованием природных ресурсов.

Масштабы хозяйственного пресса на природную среду в наши дни вызвали растущее увеличение ценности природных ресурсов, особенно их универсальных элементов: земли, вод, биоценозов и энергоресурсов. Все новые и новые элементы природы переходят из разряда «бесплатных даров» и «свободных благ» в хозяйственные ценности, во все более важный предмет непосредственного потребления. Результаты перевода величины натуральных потерь водных биоресурсов в денежное выражение довольно часто встречают недоверие со стороны вероятных инвесторов компенсации и сомнения специалистов.

Экс-председатель Комитета Госдумы РФ по охране окружающей среды В.И.Данилов-Данильян (1999) считает, что плата за воздействие на природную среду и компенсация причиненного ущерба – это две различные принципиально компоненты механизма экономического управления охраной окружающей среды и смешивать их не следует. Принцип платежности отделен от его практической реализации проблемами технического характера: регистрация, измерение объема воздействия, финансово-экономические калькуляции. Эти проблемы для ряда типов воздействий удовлетворительного решения не имеют. Вопрос о компенсации ущерба допускает корректную правовую постановку при выполнении условий:

- наличие хотя бы одного юридического или физического лица, претендующего на возмещение причиненного ему ущерба;
- решение технической проблемы проведения финансовой оценки причиненного ущерба; она требуется не вообще, а применительно к каждому претенденту на возмещение ущерба. Индивидуальный подход необходим исходя из существа задачи, поэтому претензии, связанные с возмещением ущерба, не могут подводиться под некую общую методику (в отличие от платы за воздействие на окружающую среду), а должны рассматриваться судом по каждому иску отдельно.

Принятая на конференции ООН в Рио-де-Жанейро «Повестка дня на 21 век» (1997) изложила концепцию устойчивого развития и в этой связи новую трактовку понятия «природный капитал» как совокупность природных активов, предоставляющих человечеству, наряду с ресурсами природы, и экологические услуги (Цит. по: Титова, 2009). В состав последних включаются: способность экосистем к ассимиляции загрязнений и восстановлению нарушений, регулирование состава атмосферы и водной среды, круговорот питательных

веществ, сохранение биоразнообразия и генетического фонда, выработка пищевой продукции, технологическое сырье, рекреационный и культурный досуг.

Стоимость экологических услуг не учитывается в ценах на товары, экономическая оценка их количественно может быть проведена только приблизительно. Одна из первых попыток оценить стоимость различных типов природных экосистем планеты сделана международной группой экспертов в 1997 г. (Costanza et al., 1997). Авторы справедливо полагают, что экономика Земли не может быть полной без услуг экосистем по поддержанию жизни. Согласно выполненным расчетам, общая ценность услуг экосистем нашей планеты достигает 33 трлн долл. США (в ценах середины 1990-х гг.), из них стоимость услуг морских экосистем – 20.95 трлн, наземных – 12.3 трлн, включая водно-болотные угодья – 4.9 трлн долл. Эти астрономические показатели, равновеликие уровню совокупного валового продукта планеты, интерпретируются как задолженность природе, и, естественно, их невозможно компенсировать (Титова, 2009).

В «запасе» прочности экосистем, несмотря на его ограниченность и конечность, сосредоточена бесконечная ценность для человечества.

Сотрудники ФГУП ТИПРО-Центр выполнили оценку потенциальной стоимости экосистемных услуг залива Петра Великого (Японское море). Общая стоимость услуг на единицу площади (га) определилась в 1610 долл. в год, тогда как без учета затрат стоимость промыслового запаса биоресурсов залива составляет всего 3% от расчетной суммы, или около 1450 руб/га (Лукьянова и др., 2010).

Все это заставляет крайне серьезно задуматься о пересмотре методологии оценок вреда, причиняемого антропогенно природным экосистемам, и о том, что использование действующей с 1960-х гг. нормативной базы некорректно.

Следует отметить, что Федеральный закон «Об охране окружающей среды» предусматривает возмещение только причиненного вреда, а не компенсацию предполагаемого будущего ущерба (ст.77-79). В отношении планируемой хозяйственной и иной деятельности при размещении, проектировании, строительстве, эксплуатации, консервации и ликвидации объектов и проведении работ предписано соблюдение установленных требований в области охраны окружающей среды и проведение оценки воздействия на окружающую среду в целях разработки соответствующих мероприятий по охране и восстановлению природной среды, рациональному использованию и воспроизводству природных ресурсов, обеспечению экологической безопасности (глава VI закона). Затраты по данным мероприятиям, по существу, являются компенсационными, но их сумма зависит от качества проектных разработок и объективности решений согласовывающих инстанций.

В настоящее время нарушен перечень директивно установленных территориальных организаций, на которые возложено исключительное право оценки ущерба, причиняемого антропогенно водным биоресурсам. Экспертизу позволительно выполнять многим самостоятельным «предпринимателям», не обладающим необходимыми знаниями и информацией, профессиональными навыками, зачастую действующим в интересах лобби. Такое положение приумножает недоверие к результатам экологических экспертиз, создает дополнительные трудности в хозяйственной деятельности, не способствует оздоровлению экологической ситуации. Новая редакция Водного кодекса РФ (2006 г.) значительно упростила вопросы водопользования и требования к охране водных объектов. Вместе с тем, специализированные рыбохозяйственные институты испытывают дефицит финансирования и, соответственно, времени по

ресурсным исследованиям, что сказывается на уровне экологических заключений. Очевидно, в целях получения более надежных доказательств рыбохозяйственных, иных экологических последствий и ущербов необходимо законодательно регламентировать порядок и процедуру оценки степени воздействия на природные экосистемы и их биоресурсы с возложением и разделением соответствующих полномочий и обязанностей на органы по охране объектов животного мира и среды их обитания, научно-исследовательские и проектные институты по территориально-бассейновому принципу.

В соответствии с современными требованиями процесс экологической оценки должен начинаться на самых ранних стадиях разработки проекта и проходить параллельно с процессом проектирования. Никакая постэкспертиза не может сделать проект или существующий объект экологически безопасным. Самодеятельность посторонних организаций в данной области должна быть запрещена.

Практика экспертных работ с оценкой ущерба водным биоресурсам показала, что использование преимущественно нормативного метода, как правило, не дает объективного результата и вызывает неприятие со стороны инвестора и других заинтересованных субъектов. Почти во всех случаях задача решается на базе научной информации нестандартизированными методами.

Действующая нормативно-методическая база и, как правило, лимит времени не позволяют или сильно ограничивают выполнение специальных исследований и даже изучение обширного фонда научной информации, опыта практиков. Это обуславливает широкое применение экспертных оценок и субъективную интерпретацию ситуации в экосистемах, что в конечном итоге ведет к невысокой достоверности результатов, дублированию работ, бессмысленному расходованию немалых средств.

Современное законодательство предусматривает вариантность разрешения споров и порядка компенсации вреда, причиняемого природной среде и ее биоресурсам: помимо определения размера вреда исходя из фактических затрат на восстановление нарушенного состояния окружающей среды, с учетом понесенных убытков, в том числе упущенной выгоды, в соответствии с проектами, таксами и методиками, а также на основании решения суда или арбитражного суда и добровольного компромисса.

Принимая во внимание определенную декларативность и малоэффективность законодательно-нормативных актов при явной эклектике методологии оценки вреда водным биоресурсам и чрезвычайную сложность получения объективных результатов, очевидна необходимость упрощенного подхода к решению вопросов ответственности за нарушение природоохранного законодательства и компенсации причиненного вреда. Разумеется, такой подход должен действовать временно, до ведения соответствующей подзаконной методической документации, и оправдан на этапе перевода производственной деятельности страны на путь всесторонней интенсификации и модернизации. Это позволило бы не только снять некоторые препятствия развитию промышленного производства, создаваемые под предлогом необходимости детального изучения экосистем, но и приостановить фискально-распределительные функции, которые упрочились в деятельности ряда органов власти, контроля и согласования. Главное – предоставляется возможность серьезной работы по созданию новой методики определения вреда природным биоресурсам на основе современного законодательства и экосистемного подхода, накопленного фонда материалов экологических исследований.

Наиболее существенными стимулами для хозяйственника (юридического или

физического лица) к повышению экологической безопасности деятельности на водном объекте или его водосборе остаются экономические санкции, если суммы ущерба и штрафов будут достаточными, чтобы нарушения правил природопользования стали экономически невыгодными. В условиях широко распространенных нарушений более оправданы штрафные санкции и плата за природопользование.

Временный приоритет таксового метода взыскания за причиненный вред соответствует сложившейся структуре экологических платежей, включающей наряду с затратами по возмещению ущерба на договорной основе платежи за сбросы, выбросы и размещение отходов по установленным ставкам и платежи за право использования ресурсов в виде фиксированной ставки от объема используемых ресурсов.

Стоимостная оценка причиненного вреда и компенсационных мероприятий, в силу фактической неопределенности цены собственно природных объектов и ресурсов, может быть дана только укрупненно, применительно к претенденту на возмещение вреда – по каждому иску в судебном порядке либо по согласованию.

Выполнение углубленных исследований, требующих значительного времени и средств, оправданно в случае сложных проектов с новыми технологиями и факторами воздействия, хотя и здесь можно было бы избежать рутинной работы при использовании ретроспективного банка экспертиз и материалов экологического аудита.

Подводя итог с учетом реалий современной экономики и экологического состояния природной среды, в целях совершенствования методологии оценки вреда, причиняемого антропогенно водным биоресурсам, позволительно сформулировать ряд предложений, разумеется не претендующих на завершение.

Во-первых, очевидно, нереально создать методiku, единую для всей территории России, интегральную для всех реципиентов и с максимально упрощенным алгоритмом расчетов, приемлемым для среднего уровня специалистов, работающих в области экологической экспертизы, контроля и надзора за состоянием природных ресурсов. Вместо этого на федеральном уровне должны действовать единые законодательно установленные основные принципы природопользования и ответственности за нарушение соответствующих норм и правил.

Возможные варианты методик (инструкций) по оценке размера антропогенного вреда водным объектам и их биоресурсам желательно адаптировать к эколого-экономическим особенностям в масштабе установленных федеральных округов либо крупных водных бассейнов. Это позволило бы значительно сократить объем исходных данных для процедуры оценки размера вреда, тем самым упростить алгоритмы расчетов.

Принимая во внимание объективность экологической, экономической и социальной значимости негативных последствий антропогенного нарушения природных экосистем, целесообразно разделить методологию оценки вреда на две части. Первая – внеэкономическая – предназначена для определения натурального ущерба природным биоресурсам, вторая – для оценки экономических и социальных последствий в результате утраты биоресурсов и трансформации природной экосистемы применительно к искам конкретных претендентов на компенсацию ущерба в согласованной форме (денежной, реновационной либо иной).

Для каждой категории методик необходимо четко сформулировать понятие «ущерб», определив его составляющие.

Концептуальной основой обоих методических направлений должны стать два подхода:

1) экологический аспект воздействия рассматривается исходя из экосистемных представлений в масштабе водного бассейна (площади водосбора);

2) допустимый уровень воздействия (критерий, порог) определяется с учетом принципов предосторожности и обманчивого благополучия.

Мы не можем приостановить развитие экономики страны под предлогом необходимости детального изучения экосистем в каждом случае антропогенного воздействия или принимаемого хозяйственного решения. Логично, что главной задачей является обоснованная оценка приемлемости наблюдаемых и удаленных во времени экологических последствий для состояния окружающей среды. Новая редакция методики оценки натурального ущерба биоресурсам должна обозначить допустимую степень антропогенного воздействия, тем самым выделить долю ресурсов, которая способна самовосстанавливаться и не входит в объем компенсации. На современном уровне знаний за допустимую можно принять техногенную нагрузку, в результате которой будут наблюдаться отклонения параметров биоты (выживаемость, плодовитость, численность, продуктивность и т.п.) или среды ее обитания (качество воды, донных отложений, объемы стока, экстремальные характеристики расходов, уровня и т.п.) не более чем 20-25% от нормы или многолетнего показателя, контроля в эксперименте. Безусловной компенсации подлежит невозполнимая (необратимая и долговременная) часть рассчитанного ущерба.

Как подчеркивал Н.Ф.Реймерс (1994), научная экспертиза (в отличие от экспертных оценок) – особая форма деятельности, требующая самостоятельного юридического статуса и профессиональных навыков, а следовательно, обучения и коллективов. Всесторонний анализ воздействия объектов и видов хозяйственной деятельности на природную среду с объективной оценкой экологических последствий требует значительных затрат времени и средств. Выполнение таких работ целесообразно лишь в рамках крупных проектов, схем развития отраслей или промышленных комплексов. Процесс экологического обоснования инвестиций необходим на ранних стадиях разработки проекта с дальнейшим уточнением в ходе реализации.

В заключение надо признать, что провести достаточно точную оценку потерь обычно затруднительно, поэтому выделение средств на сохранение качества окружающей среды и ее биоресурсов приходится устанавливать либо экспертным путем, либо по согласованию, либо в судебном порядке.

## Литература

Авакян А.Б. О влиянии техногенных изменений режима вод суши на окружающую среду / А.Б.Авакян, В.С.Ковалевский // Водные ресурсы. 1992. № 2. С. 140-149.

Авакян А.Б. К вопросу о влиянии водохранилищ на животных / А.Б.Авакян, С.А.Подольский // Водные ресурсы. 2002. Т.29, № 2. С. 141-151.

Александровская Л.Н. Оптимизация водно-экологического нормирования / Л.Н.Александровская, О.М.Розенталь // Водные ресурсы. 2011. Т.38, № 1. С. 108-118.

Башкин В.Н. Агрехимическая нагрузка на ландшафты // Природа. 1989. № 2 (882). С. 28-34.

Безель В.С. Экологическое нормирование антропогенных нагрузок. Общие подходы / В.С.Безель и др. // Экология. 1992. № 6. С. 3-12.

Бигон М. Экология особи, популяции и сообщества / М.Бигон, Дж.Харпер, К.Таусенд. М.: Мир, 1989. Т.1. 667 с.; Т.2. 477 с.

Богачев В.Н. Природные ресурсы – составная часть общественного богатства // Оптимизация природопользования. М.: Знание, 1984. С. 26-36.

Большаков В.Н. Новый подход к оценке стоимости биотических компонентов экосистем / В.Н.Большаков и др. // Экология. 1998. № 5. С. 339-348.

Брагинский Л.П. Некоторые аспекты классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности // Гидробиол. журн. 1985. Т. XXI, № 6. С. 65-74.

Булгаков Н.Г. Индикация состояния природных экосистем и нормирование факторов окружающей среды. Обзор существующих подходов // Успехи современной биологии. 2002. Т. 122, № 2. С. 115-135.

Васильев Ю.С. Экологические аспекты гидроэнергетики / Ю.С.Васильев, Н.И.Хрисанов. Л.: Изд-во ЛГУ, 1984. 248 с.

Водный кодекс Российской Федерации: федер. закон: текст с изм. и доп. на 2010 г. М.: Эксмо, 2010. 64 с. (Российское законодательство).

Волков И.В. Есть ли экологический смысл у системы общедеревьяльных рыбохозяйственных ПДК? / И.В.Волков и др. // Экология. 1996. № 5. С. 350-354.

Временная методика оценки ущерба, наносимого рыбным запасам в результате строительства, реконструкции и расширения предприятий, сооружений и других объектов и проведения различных видов работ на рыбохозяйственных водоемах: утв. Госкомприроды СССР, Минрыбхоз СССР, согласована Минфином СССР 20/18/21 декабря 1989 г. М., 1989. 60 с.

Горшков В.Г. Природная биологическая регуляция окружающей среды / В.Г.Горшков и др. 1994. Т. 126, вып. 6. С. 17-23.

Горшков В.Г. Физические и биологические основы устойчивости жизни. М.: Наука, 1995. 470 с.

Грушко Я.М. Вредные органические соединения в промышленных сточных водах: справ. Л.: Химия, 1982. 216 с.

Грушко Я.М. Вредные неорганические соединения в промышленных выбросах в атмосферу: справочное издание. Л.: Химия, 1987. 192 с.

Гусева Т.В. Маркерные показатели оценки состояния водных объектов при малой антропогенной нагрузке / Т.В.Гусева и др. // Водные ресурсы. 2001. Т. 28, № 4. С. 505-509.

Данилов-Данильян В.И. Экология и здоровье населения. Плата за ресурсы и ущерб // Зеленый мир. 1999. № 10-11. С. 6-7.

Заличева И.Н. Экологические принципы регламентирования антропогенной токсикологической нагрузки на водные экосистемы: автореф. дис. ... канд. биол. наук. СПб., 1996. 26 с.

Инструкция по оценке ущерба водным биологическим ресурсам, причиняемого в результате планируемой хозяйственной и иной деятельности и разработке компенсационных материалов: проект / Госкомрыболовство РФ. М., 2001. 47 с.

Киселев В.К. Экономика воспроизводства рыбных запасов / В.К.Киселев, Р.А.Киселева. М., 1983. 192 с.

Киселев В.К. Этология – экономика – этономия // Рыбное хозяйство. 2009. № 3. С. 18-21.

Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельский науч. центр РАН, 2007. 395 с.

Кондратьев К.Я. Экология – экономика – политика. СПб.: Санкт-Петербург. науч. центр РАН, 1996. 828 с.

Коптюг В.А. Экология: от общественности – к действенной политике // Коммунист. 1988. № 7. С. 24-33.

Кудерский Л.А. Разработка стратегии оптимизации функционирования экосистем зарегулированных рек с целью сохранения и восстановления их биоресурсов. СПб.: ГосНИОРХ, 1992. 142 с.

- Ласкорин Б.Н. Стратегия и тактика охраны водоемов от загрязнения / Б.Н.Ласкорин, В.И.Лукьяненко // Вестник РАН. 1992. № 11. С. 45-63.
- Лесников Л.А. Региональные проблемы нормирования загрязнения вод // Экологические аспекты регламентирования антропогенного загрязнения водоемов России. Ярославль, 1998. С. 21-36.
- Лосев К.С. Вода. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 272 с.
- Лукьяненко В.И. Общая ихтиотоксикология. М., 1983. 320 с.
- Лукьяненко В.И. Влияние гидростроительства на воспроизводство промысловых рыб // Вестник АН СССР. 1989. № 12. С. 50-59.
- Лукьянова О.Н. Оценка потенциальной стоимости экосистемных услуг залива Петра Великого (Японское море) / О.Н.Лукьянова и др. // Рыбное хозяйство. 2010. № 6. С. 34-38.
- Медведева О. Методы экономической оценки экологического ущерба от уничтожения основных элементов биоты / О.Медведева и др. // Зелёный мир. 1999. № 14. С. 7-11.
- Методика подсчета ущерба, нанесенного рыбному хозяйству в результате сброса в рыбохозяйственные водоемы сточных вод и других отходов: утв. Минрыбхозом СССР 16 августа 1967 г. № 30-1-11 // Рыбоохрана: сб. нормативных актов. М.: Юрид. лит., 1988. С. 548-555.
- Методика подсчёта ущерба, нанесённого рыбному хозяйству в результате нарушения правил рыболовства и охраны рыбных запасов: утв. Минрыбхозом СССР и согласована с Минфином СССР 12/15 июля 1974 г. № 30-2-02 // Рыбоохрана: сб. нормативных актов. М., 1988, с. 543-548.
- Митяева И.Б. О критериях экономической оценки ущерба, наносимого рыбным запасам внутренних водоемов в результате хозяйственной деятельности // Сб. науч. трудов ГосНИОРХ. 1982. Вып.189. С. 7-30.
- Митяева И.Б. Совершенствование экономических отношений рыбного хозяйства с отраслями-водопользователями в условиях экологических ограничений // Сб. науч. трудов ГосНИОРХ. 1987. Вып.258. С. 37-48.
- Моисеенко Т.И. Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1997. 261 с.
- Об охране окружающей среды: федер. закон. М.: Омега-Л, 2009. 61 с. (Законы Российской Федерации).
- Объедков Ю.Л. Методология оценки экологического состояния территорий (подходы и разработки) // Экологическая экспертиза: Обзорная информация. М.: ВИНТИ-ЦЭП, 2000. Вып.6. С. 53-70.
- Одум Ю. Экология: в 2 т. М.: Мир, 1986. Т.1. 328 с.; Т.2. 376 с.
- Пономарева Л.С. О нормативах ПДК веществ в природных водах и их применении в современных условиях // Использование и охрана природных ресурсов в России. 2003. № 9-10. С. 126-133.
- Реймерс Н.Ф. Природопользование: словарь-справочник. М.: Мысль, 1990. 637 с.
- Реймерс Н.Ф. Экология (теории, законы, правила, принципы и гипотезы). М.: Россия молодая, 1994. 367 с.
- Романенко В.Д. Экологическое воздействие гидротехнического строительства на водные объекты / Романенко В.Д. и др. Киев: Наук. думка, 1990. 254 с.
- Северцов А.С. Динамика численности человечества с позиции популяционной экологии животных // Бюл. МОИП, отдел Биология. 1992. Т.97, вып.6. С. 3-17.
- Семенов А.Д. Оценка ущерба биоресурсам водных экосистем / А.Д.Семенов, В.Г.Дубинина // Рыбное хозяйство. 1991. № 6. С. 11-14.

Титова Г.Д. Новая концепция защиты морских экосистем от истощения экономическими методами // Рыбное хозяйство. 2009. № 5. С. 17-21.

Тулупов П.Е. На НПП «Химэк» создают унифицированную методику оценки зон негативного влияния предприятия // Зелёный мир. 2000. № 21-22. С. 22-23.

Филенко О.Ф. Значение токсикодинамических закономерностей в экотоксикологии // Новые технологии в защите биоразнообразия в водных экосистемах. М.: Изд-во МГУ, 2002. С. 64.

Фридман И.Л. Методические вопросы определения экономической эффективности НИР и новой техники по рыбоводству и сырьевой базе пресноводных водоемов // Сб. науч. трудов ГосНИОРХ. 1982. Вып.189. С. 115-136.

Фридман И.Л. Определение ущерба рыбным ресурсам от загрязнения озер, рек и водохранилищ // Сб. науч. трудов ГосНИОРХ. 1992. Вып.298. С. 91-101.

Шилов И.А. Экология. М.: Высш. шк., 1998. 512 с.

Яблоков А.В. Популяционная биология. М.: Высш. шк., 1987. 303 с.

Costanza R. The value of the world's ecosystem services and natural capital / R.Costanza et al. // Nature. 1997. Vol.387. P. 253-260.

#### *Сведения об авторе*

**Горбачев Станислав Алексеевич,**

младший научный сотрудник, Северный НИИ рыбного хозяйства

**Gorbachev Stanislav Alekseyevich,**

Junior Research Fellow of Northern Fisheries Research Institute

УДК 597.5.574.3

**П.М.Терентьев, Н.А.Кашулин**

### **ТРАНСФОРМАЦИИ РЫБНОЙ ЧАСТИ СООБЩЕСТВ ВОДОЕМОВ МУРМАНСКОЙ ОБЛАСТИ**

#### **Аннотация**

Оценены современные тенденции изменений рыбной части сообществ водоемов Мурманской области на примерах крупных озерно-речных бассейнов. Наиболее серьезные и стремительные перестройки ихтиоценозов в условиях антропогенного загрязнения и эвтрофирования вод отмечены в центральной части региона, где на смену лососевым и сиговым приходят корюшковые и окуневые рыбы. Аналогичные явления характерны и для других районов области, однако скорости их протекания менее выражены и определяются процессами климатических изменений и природными сукцессиями.

#### **Ключевые слова:**

*ихтиофауна, структура ихтиоценозов, загрязнение вод, эвтрофирование водоемов, инвазия видов.*

**P.M.Terentjev, N.A.Kashulin**

### **THE TRANSFORMATION OF FISH COMMUNITIES IN THE WATERBODIES OF THE MURMANSK REGION**

#### **Abstract**

The current tendencies of changes of the fish communities in the Murmansk region waterbodies by the example of large lake-river systems are assessed. The most serious and impetuous reconstructions of fish fauna under the intensification of both anthropogenic pollution and eutrophication are registered in the middle part of the region. There is the change of *Salmonidae* and *Coregonidae* fishes by the *Osmeridae* and *Percidae* species. The same phenomena are observed in other parts of the region, characterized by slower rate and determined by the processes of climate changes and natural succession.

**Key words:**

*fish fauna, ichthyocenosis structure, water pollution, water eutrophication, invasion of new species.*

**Введение**

Классическая схема сукцессий лентических экосистем, их переход от олиготрофного состояния к эвтрофному, сопровождающийся закономерным изменением видового состава гидробионтов в естественных условиях продолжается в течение сотен лет. В особенности это касается районов Субарктики, где большинство водоемов относится к олиготрофному типу с низкими уровнями биопродуктивности. Направленность и скорость сукцессий, как правило, определяется процессами продукции и накопления органического вещества и может быть значительно изменена деятельностью человека. Данные явления хорошо известны и изучены для многих озер умеренных и южных зон. Проблема антропогенного эвтрофирования водоемов приобрела широкое распространение во второй половине прошлого века и в настоящее время является весьма актуальной во всем мире как для южных водоемов, так и для расположенных в субарктических широтах (Антропогенное ..., 1976; 1982; Россолимо, 1977; Решетников и др., 1982; Meriläinen et al., 2000; Moiseenko et al., 2001; Vandysh, 2001; Науменко, 2007; Kokfelt et al., 2010). Под влиянием деятельности человека в различных систематических группах гидробионтов отмечаются значительные качественные и количественные изменения. При этом скорость таких трансформаций значительно увеличивается. Наибольшее внимание при изучении подобных процессов, как правило, уделялось изменениям, происходящим в планктонных и зообентосных сообществах (Антропогенное ..., 1976; Винберг, 1976; Буяновская, 1977; Россолимо, 1977). Позднее у исследователей возрос интерес к изучению трансформации рыбной части сообществ в связи с эвтрофированием водоемов (Решетников, 1980; Решетников и др., 1982; Болотова и др., 1996; Winfield et al., 2008; Jeppesen et al., 2010). Изменения ихтиофауны водоемов в условиях их эвтрофирования имеют ряд закономерностей. В данных условиях предпочтение и наилучшие условия для выживания получают рыбы в следующей последовательности: лососевые→сиговые→корюшковые→окуневые→карповые. С увеличением загрязненности воды возрастает доля карповых рыб. Подобные процессы характерны для водных экосистем различного ранга. Например, аналогичные процессы регистрируются в Онежском озере, где наблюдается смена в сообществе доминирующего ранее комплекса лососевых и сиговых на сиговых-корюшковых-окуневых (Решетников и др., 1982).

Проблема антропогенного эвтрофирования вод и трансформации сообществ гидробионтов в настоящее время становится вполне реальной для субарктических водоемов, к числу которых можно отнести и водоемы Мурманской области (Денисов, 2010а, б, в). Для относительно молодых пресноводных экосистем Северной Фенноскандии развитие процессов эвтрофирования во многом обусловлено усилением антропогенного влияния приводящего к значительному поступлению биогенных веществ различного происхождения в водоемы. Ранее было установлено, что среди водоемов региона протекание процессов антропогенного эвтрофирования характерно для оз.Имандра (плес Большая Имандра) (Moiseenko et al., 2001).

В данной работе представлены результаты проведенных в последние годы исследований изменений в структуре рыбной части сообществ водоемов Мурманской

области в связи с изменением их трофического статуса.

## **Материалы и методы**

Результаты исследований основаны на архивных и опубликованных материалах ихтиологических работ на территории Мурманской области, а также собственных данных по оценке состояния рыбной части сообществ различных водоемов в период 1990-2011 гг. Район наблюдений охватывает северную, северо-западную и центральную части региона.

Обловы осуществлялись стандартным набором донных сетей длиной 25 м и высотой 1.5 м с размерами ячеек: 16, 20, 31, 36, 40 мм из нейлонового монофиламента с диаметром нити 0.15 мм для сетей с малой ячейкой и 0.17 мм для сетей с большой ячейкой. Это позволяло вылавливать рыб всех возрастных групп с размерами 8-10 см и более. Сети устанавливались в литоральной зоне по одной перпендикулярно берегу, в профундальной зоне – в один ряд до 10 и более сетей.

Только что выловленную рыбу в течение короткого времени подвергали ихтиологической обработке, заключающейся в описании состояния основных показателей организмов рыб (масса, длина, пол, стадия зрелости гонад, степень жирности и наполненности желудка. Определение возраста проводилось с применением ранее описанных методик (Известия ..., 1956; Правдин, 1966; Мина, 1981; Сметанин и др., 2002).

## **Результаты и обсуждение**

### **1. Фауна рыб внутренних водоемов Мурманской области**

В литературных источниках первые материалы по изучению фауны рыб Мурманской области встречаются в начале первой половины XX века (Алеев, 1914; Крепс, Крогиус, 1924; Крогиус, 1926, 1931; Петров, 1935а, б; Паллон, 1940; Шапошникова, 1940). Исследованиям ихтиофауны крупных водоемов Мурманской области в связи с их промысловым использованием, изучению рыбной фауны заповедных территорий и бассейнов лососевых рек, а также оценке влияния промышленности на состояние рыбной части сообществ посвящено значительное количество работ (Берг, Правдин, 1948; Владимирская, 1951, 1966; Азбелев, 1960; Решетников, 1962, 1964, 1966; Галкин и др., 1966; Ксенозов, 1966; Сурков, 1966; Гринюк, 1977; Моисеенко, 1984, 1991, 2002; Рыбохозяйственные исследования ..., 1985; Казаков и др., 1992; Лукин, 1995; Аверинцев, Прищепа, 1999; Кашулин, 1999, 2004; Кашулин и др., 1999; Муравейко и др., 2000; Шарова, 2000; Королева, 2001; Алексеев, 2004; Веселов и др., 2004; Аверинцев, 2005; Берестовский, Ерохина, 2005; Берестовский, Фролов, 2005а,б; Карамушко, Берестовский, 2005; Крылова, Лукин, 2005; Терентьев, 2005).

В целом список видов рыб и круглоротых, населяющих водоемы Мурманской области, может насчитывать 30 видов, относящихся к 23 родам и 13 семействам, включая рыб, обитающих в приустьевых участках и в нижнем течении рек побережья области (табл.1).

Рассматривая распределение видов рыб в водоемах на территории области, можно условно выделить основные доминирующие комплексы в составе ихтиофауны (рис.1). В настоящее время районы с доминирующими комплексами лососевых видов характерны лишь для района Восточного Мурмана (I) и небольших

горных озер. Здесь обычно встречаются кумжа и арктический голец, повсеместно отмечается щука и налим. Для данного района характерно отсутствие представителей карповых и окуневых, за исключением бассейна р.Воронья, а также р.Йоканьга, где хорошо распространен обыкновенный сиг (Берестовский, Ерохина, 2005; Берестовский, Фролов, 2005а, б; Карамушко, Берестовский, 2005; Кашулин и др., 2009). Северо-западная часть Мурманской области (II) характеризуется достаточно разнообразными условиями для развития сиговых, окуневых, лососевых, щуковых и хариусовых видов. Здесь отсутствуют карповые, за исключением обыкновенного голяна. В составе фауны рыб равнинных озер, как правило, преобладают сиговые и окуневые (Кашулин и др., 2009).

Таблица 1

Видовой состав ихтиофауны водоемов Мурманской области

Русское название	Латинское название	Комментарий
1	2	3
Семейство миноговые	Petromyzontidae	
Тихоокеанская минога	<i>Lethenteron japonicum</i> (Martens, 1868)	Нет ясных представлений о видовой принадлежности. Ранее описанный подвид сибирской миноги <i>L. japonica kessleri</i> (Берг, 1948) теперь рассматривается в ранге самостоятельного вида <i>L. kessleri</i> (Атлас пресноводных ..., 2003)
Сибирская минога	<i>Lethenteron kessleri</i> (Anikin, 1905)	
Семейство осетровые	Acipenseridae	
Атлантический осетр	<i>Acipenser sturio</i> Linnaeus, 1758	Редкий вид, ареал которого включает бассейны Белого и Баренцева морей. Имеются свидетельства двух случаев захода в беломорские реки (Сурков, 1966)
Семейство лососевые	Salmonidae	
Горбуша	<i>Oncorhynchus gorbusha</i> (Walbaum, 1792)	Интродуцированный вид, встречается в бассейнах рек Баренцева и Белого морей
Микижа, радужная форель	<i>Parasalmo mykiss irideus</i> (Walbaum, 1792)	Интродуцированный вид, отмечается в оз.Имандра, а также ряде рек Восточного Мурмана
Атлантический лосось, семга	<i>Salmo salar</i> Linnaeus, 1758	Ценный промысловый проходной вид, встречается в бассейнах рек Баренцева и Белого морей
Кумжа	<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	Ценный промысловый вид, встречается практически во всех водоемах области, имеются проходные и полупроходные формы
Арктический голец	<i>Salvelinus alpinus</i> (Linnaeus, 1758)	Ценный промысловый вид, встречается в крупных водоемах центральной части области, восточного побережья, горных озерах, имеются проходные и полупроходные формы
Семейство сиговые	Coregonidae	
Обыкновенный сиг	<i>Coregonus</i> (Linnaeus, 1758)	Ценный промысловый вид, распространен в озерах и реках области, образует несколько экологических форм, отличающихся местами обитания и типом питания
Сиг-пыжьян	<i>Coregonus lavaretus pidschian</i> (Gmelin, 1788)	Видовая принадлежность не вполне однозначна. Ряд авторов рассматривают его как подвид <i>C. lavaretus</i> , другие выделяют в отдельный вид (Атлас пресноводных ..., 2003)

Европейская  
ряпушка

*Coregonus albula*  
(Linnaeus, 1758)

Распространена главным образом в пределах  
крупных озерно-речных систем, интродуциро-  
вана в бассейне р.Пасвик

1	2	3
Белорыбица, нельма	<i>Stenodus lucichthys</i> (Güldenstädt, 1772)	Имеются сведения о поимке в бассейне р.Поной (Сурков, 1966)
Семейство хариусовые	Thymallidae	
Европейский хариус	<i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758)	Повсеместно встречается в водоемах области
Семейство корюшковые	Osmeridae	
Азиатская зубатая корюшка	<i>Osmerus mordax dentex</i> (Steindachter, 1870)	Встречается в приустьевых участках рек области, относящихся к Баренцеву и Белому морям
Европейская корюшка	<i>Osmerus eperlanus</i> (Linnaeus, 1758)	Достаточно многочисленна в оз.Имандра и неко- торых придаточных водоемах его бассейна, встречается в Ковдозере (Князегубское водо- охранилище). Интродуцирована в Верхнетулом- ское водохранилище, где в настоящее время также имеет широкое распространение по всей протяженности р.Тулома и, по-видимому, р.Кола
Семейство щуковые	Esocidae	
Обыкновенная щука	<i>Esox lucius Linnaeus, 1758</i>	Повсеместно встречается в водоемах области
Семейство речные угри	Anguillidae	
Речной угорь	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Редкий вид, имеются отдельные сведения о захо- дах в реки побережья Белого моря и Западного Мурмана (Сурков, 1966)
Семейство окуневые	Percidae	
Обыкновенный ерш	<i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)	Встречается в пределах крупных озерно-речных систем, преимущественно в водоемах централь- ной и южной частей области
Речной окунь	<i>Perca fluviatilis Linnaeus, 1758</i>	Повсеместно встречается в водоемах области, за исключением северо-восточного района в пределах рек Воронья и Поной
Семейство налимовые	Lotidae	
Налим	<i>Lota lota (Linnaeus, 1758)</i>	Повсеместно встречается в водоемах области
Семейство карповые	Cyprinidae	
Обыкновенный гольян	<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)	То же
Плотва	<i>Rutilus rutilus (Linnaeus, 1758)</i>	Характерна для южных водоемов области вплоть до бассейна р.Поной, где она чрезвычайно много- численна. Отмечается в бассейне р.Вороньей
Язь	<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	Распространен преимущественно в южных водоемах области (Ковдозеро, Канозеро) вплоть до бассейна р.Поной. Редок и фактически не встречается в оз.Имандра
Елец	<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	Встречается в бассейне р.Варзуга
Лещ	<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	Встречается на юге Мурманской области в оз. Ковдозеро (Князегубское водохранилище)

1	2	3
Обыкновенный карп	<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	Интродуцированный вид, встречается в губе Молочная оз.Имандра и изредка в других частях озера. Поддерживает популяцию за счет постоянного поступления подогретых вод Кольской АЭС
Семейство колюшковые	Gasterosteidae	
Девятииглая колюшка	<i>Pungitius pungitius</i> (Linnaeus, 1758)	Повсеместно встречается в водоемах области
Трехиглая колюшка	<i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	Характерна для водоемов побережья Баренцева моря, бассейна р.Нива, также может встречаться в прибрежных участках Белого и Баренцева морей
Семейство камбаловые	Pleuronectidae	
Речная камбала	<i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758)	Встречается в приустьевых участках рек области, относящихся к Баренцеву и Белому морям
Полярная камбала	<i>Liopsetta glacialis</i> (Pallas, 1776)	То же
Семейство керчаковые	Cottidae	
Четырехрогий бычок	<i>Trigloporus quadricornis</i> (Sabine, 1824)	«

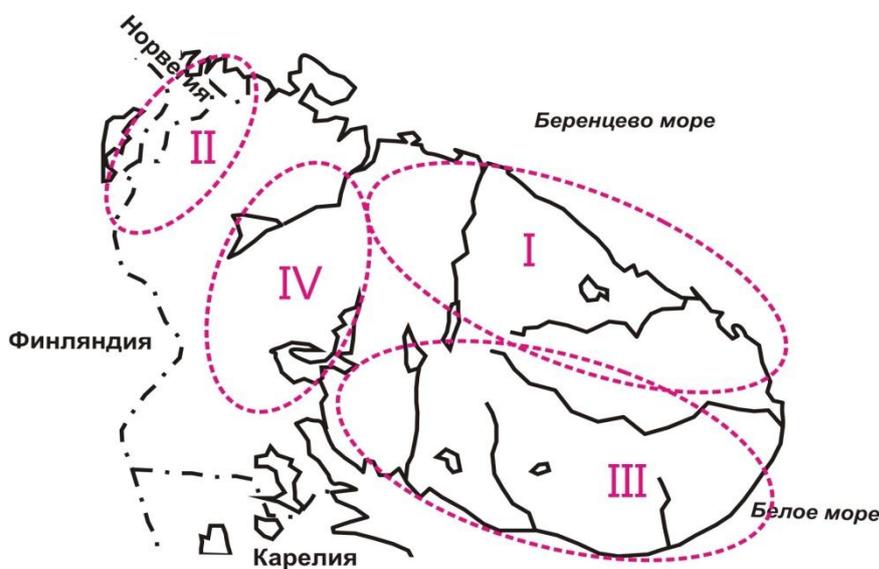


Рис.1. Схема основных доминирующих комплексов видов рыб водоемов Мурманской области:

I – район Восточного Мурмана с доминированием лососевых (присутствие иржиковых); II – район северо-запада Мурманской области с доминированием сиговых и окуневых; III – район с доминированием окуневых, карповых (снижение доли сиговых); IV – район с доминированием окуневых, корюшковых (снижение доли лососевых и сиговых)

Наибольшее количество видов пресноводной ихтиофауны характерно для юго-западной части Мурманской области (III). Помимо широко распространенных представителей фауны рыб, здесь отмечаются такие виды, как плотва *Rutilus rutilus*, елец *Leuciscus leuciscus* и язь *Leuciscus idus* (Сурков, 1966; Калужин, 2003). Следует отметить, что, несмотря на доминирование представителей лососевых в реках, озерные экосистемы характеризуются преобладанием карповых и окуневых по сравнению с сиговыми видами. Исключение могут составлять крупные сохраняющие черты олиготрофности водоемы данной области, где основу ихтиоценозов составляют сиговые и лососевые рыбы.

Центральная область Мурманской области (IV), где расположены наиболее крупные водоемы, является наиболее индустриально развитой, что обуславливает значительно более высокую нагрузку на водоемы, в том числе усиливающую интенсивность антропогенного эвтрофирования вод (Антропогенные модификации ..., 2002; Moiseenko et al., 2001). Кроме того, в водоемах данной части (бассейны рек Нива, Кола, Тулома), помимо типичных для региона видов рыб, широко распространена европейская корюшка. Для оз.Имандра известны виды-интродуценты (радужная форель и обыкновенный карп), которые сформировали в водоеме способные к воспроизводству популяции. В водоемах указанных бассейнов трансформации рыбной части сообщества в настоящее время регистрируются наиболее отчетливо, что было показано в ходе наших исследований.

## **2. Современная структура рыбной части сообществ Мурманской области**

### ***Северо-восточная часть (I). Восточный Мурман***

Среди водоемов и водотоков Восточного Мурмана, где доминирующими видами являются представители семейства лососевых, фауна рыб наиболее богата для бассейнов рек Йоканьга и Воронья. В последней встречаются представители семейства сиговых (обыкновенный сиг, европейская ряпушка), хариусовых (европейский хариус), окуневых (речной окунь, обыкновенный ерш), карповых (плотва). Многочисленные притоки, имеющие обширные озерные системы, являются местом обитания различных морфологических форм сига, кумжи, гольца, щуки, налима, гольяна, девятииглой колюшки (Сурков, 1966; Атлас ..., 2003; Берестовский, Ерохина, 2005; Берестовский, Фролов 2005а, б).

В целом же основу фауны рыб водоемов этого района составляют арктический голец и кумжа. В ряде водоемов соотношение этих видов может быть практически одинаковым (Енозеро, Титовское). Имеются озера, в которых встречается лишь голец (оз.Коровье) либо кумжа (оз.Долгое). Для большинства водоемов данного района, где лососевые являются зачастую единственными представителями рыбной фауны, структура ихтиоценозов, вероятно, может оставаться без изменений достаточно долго в масштабах естественных процессов эволюции водоемов. В подобных случаях могут образовываться различные экологические формы одного вида (тугорослые, хищники, проходные, полупроходные).

### **2.2. Северо-западный район (II). Бассейн реки Пасвик**

Бассейн р.Пасвик, расположенный в приграничном районе Норвегии, Финляндии и России, представляет собой цепь водохранилищ и является наиболее типичным примером экосистемы северо-западной части Мурманской области. Здесь при усилении влияния промышленного загрязнения, изменении гидрологического режима, рекреационной нагрузки, интенсивном развитии рыбководства и сельского хозяйства радикально изменяются условия обитания гидробионтов, что обуславливает и структурные перестройки их сообществ.

Список видов пресноводных рыб данного района включает 16 видов рыб, но ряд видов (морская минога, тихоокеанская минога и атлантический осетр) в уловах не встречаются, хотя границы ареалов этих видов захватывают район исследований (Берг, Правдин, 1948; Берг, 1949; Сурков, 1966; Eggan, Johnsen, 1983; Holcik, 1986; Pethon, 1989). Отсутствует здесь в настоящее время и семга, поскольку ее распространение в реке ограничивается каскадом Пазских ГЭС, являющимся преградой для ее миграции. Известно, что она встречается в нижней части реки (Noest et al., 1991). Кроме того, отмечаются также голянь, трехиглая колюшка, налим, хариус. Новым видом является европейская ряпушка *Coregonus albula* (L), акклиматизированная в финском оз.Инари (Toivonen, 1960), из которого вытекает р.Пасвик, и распространяющаяся в настоящее время по системе реки. Ранее ряпушка в водоемах системы р.Пасвик не обитала, хотя и широко распространена в более южных озерах Кольского п-ова (Смирнова, Ермакова, 1977; Решетников, 1980; Моисеенко и др., 1991). До строительства каскада Пазских ГЭС рыбы, обитающие в системе р.Пасвик – оз.Инари, могли легко мигрировать в обоих направлениях. Анализ популяций рыб из различных частей р.Пасвик, отделенных плотинами ГЭС, и оз.Куэтсиярви показывает, что плотины не являются препятствиями для покатных миграций различных видов рыб вниз по течению. Об этом свидетельствует распространение вдоль всей системы реки интродуцированной в оз.Инари ряпушки и меченной в Финляндии молоди кумжи (Amundsen, Staldivik, 1993). Наибольшее количество рыб, очевидно, преодолевает плотины в паводковые периоды, когда избытки воды сбрасываются через шандоры плотин.

Согласно мнению Л.А.Жакова (1984), ядро ихтиоценозов равнинно-сиговых водоемов Кольского п-ова составляют 6 видов: окунь, щука, налим, голянь, сиг, хариус. Однако, исходя из доли в общей биомассе и численности рыбной части сообществ водоемов системы р.Пасвик, мы полагаем, что в начале 1990-х гг. ядро рыбной части сообщества изученных водоемов составляли: среднетычинковые сиви, малотычинковые сиви, окунь, щука, налим, кумжа. Причем сиви составляли большую часть биомассы, и их популяции были наиболее значимыми в структуре рыбной части сообщества. Две формы сига занимали различные экологические ниши, и их можно рассматривать как эквивалентные самостоятельным видам (Решетников, 1980).

Сиви, обитающие в системе р. Пасвик, имеют от 16 до 40 жаберных тычинок различной формы (Kashulin et al., 1997). Распределение численности рыб по числу жаберных тычинок имеет два пика (рис.2), что позволяет в совокупности с другими признаками выделить две формы: средне- и малотычинковые сиви.

К группе среднетычинковых сивов относятся рыбы с удлинёнными тонкими жаберными тычинками, количество которых изменяется от 28 до 41 (рис.3). В питание этих рыб в начале 1990-х гг. входили преимущественно планктонные организмы (до 93%). Однако в желудках, особенно крупных особей, встречались и водные личинки насекомых (в основном хирономиды). Группа малотычинковых сивов характеризуется жаберными тычинками короткой утолщенной формы количеством менее 28 (рис.3). Питание этих сивов составляют бентосные организмы и воздушные насекомые. Следует отметить, что среди сивов с числом жаберных тычинок 26-30 могут встречаться как мало-, так и среднетычинковые. Для разделения таких рыб на формы необходимо учитывать особенности питания и ряд морфологических признаков: форма жаберных тычинок, положение рта и др. Распределение двух форм сивов по числу жаберных тычинок в различных районах системы р.Пасвик показано на рис.4.

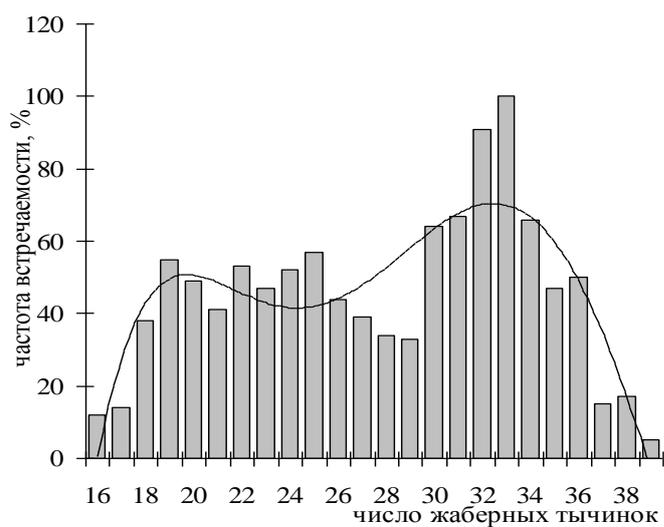


Рис.2. Распределение численности сига из водоемов системы р.Пасвик по числу жаберных тычинок (n=1312)

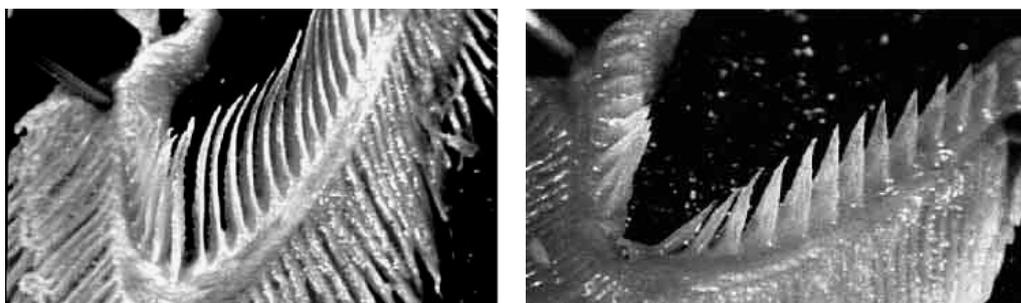


Рис.3. Жаберные тычинки двух форм сига из водоемов системы р.Пасвик (справа – среднетычинковый сиг, слева – малотычинковый сиг)

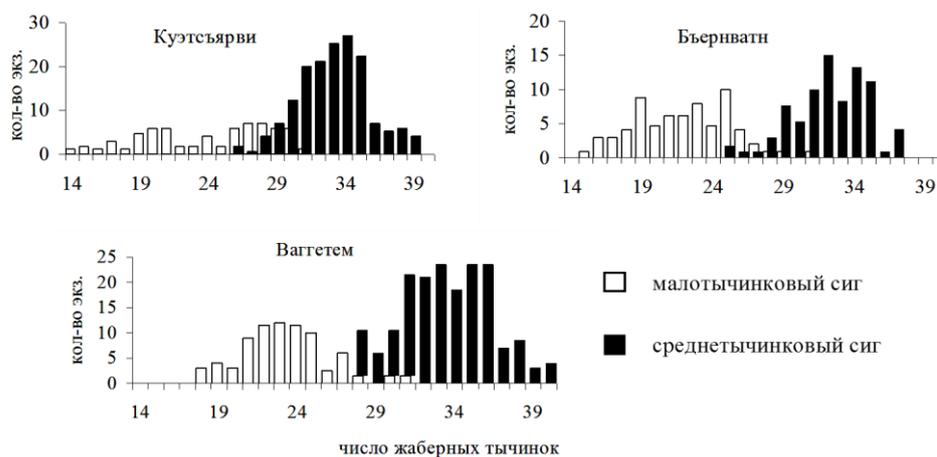


Рис.4. Распределение численности двух форм сига по числу жаберных тычинок в различных районах системы р.Пасвик

Начало 90-х годов прошлого столетия характеризовалось численным доминированием среднетычинковых сигов над малотычинковыми в различных районах бассейна реки в соотношении 3:1. Однако такое соотношение не сохранялось для различных зон в пределах одного водоема, что связано с особенностями экологии этих форм.

Так, по материалам уловов на различных плесах р.Пасвик, в начале 1990-х гг. среднетычинковый сиг полностью доминировал в пелагической зоне. В литорали и профундали озер, как правило, доминировала малотычинковая форма и окунь. В отдельные периоды (1992 г.), однако, среднетычинковый сиг преобладал в уловах и в этих зонах (рис.5) (Amundsen, Staldivik, 1993).

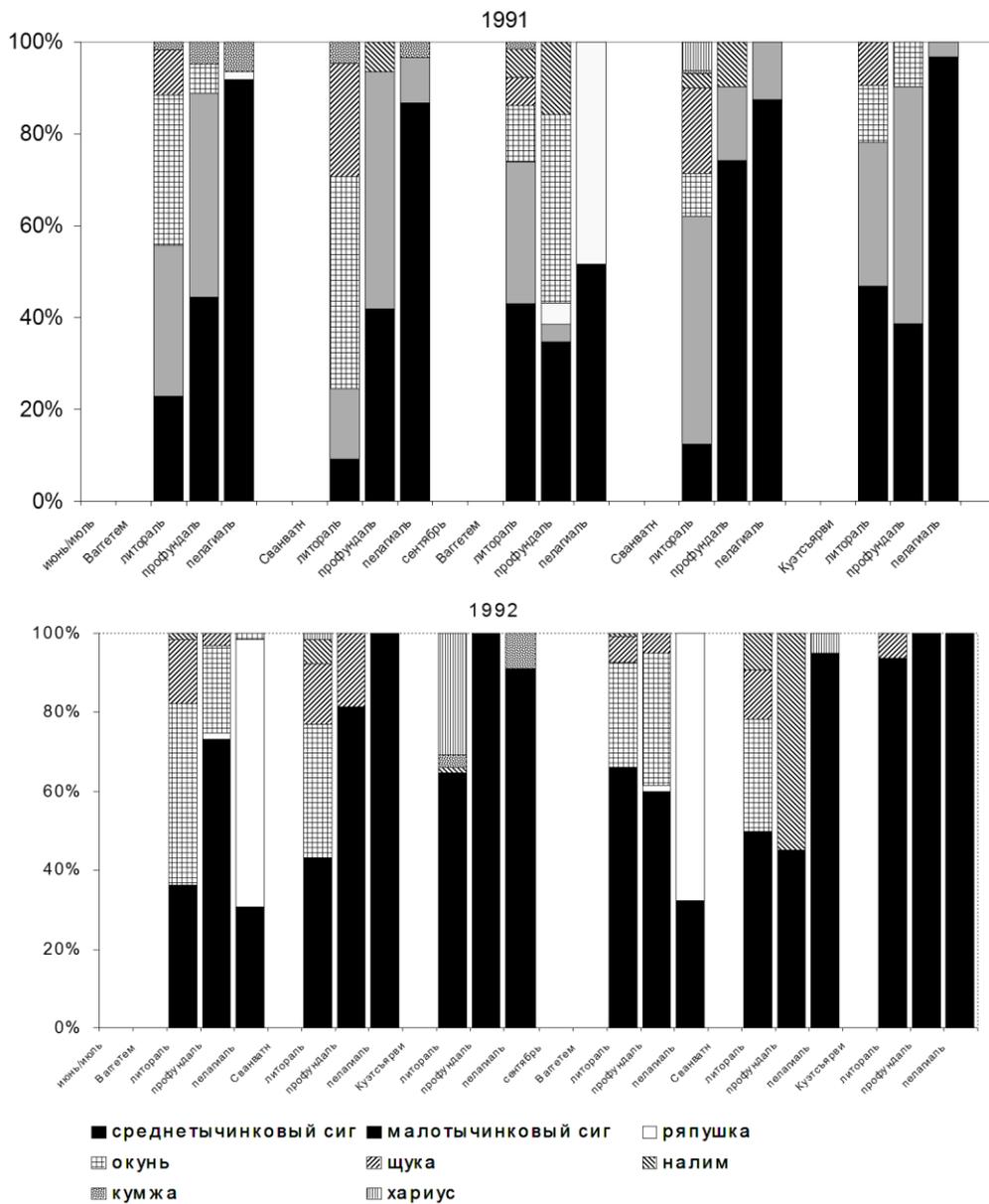


Рис.5. Видовой состав уловов начала 1990-х гг. в различных водоемах системы р.Пасвик

На период 1991-1992 гг. в верховьях р.Пасвик (Ваггетем), в пелагической зоне, ряпушка составляла значительную конкуренцию среднетычинковым сиграм. В целом же сигра оставались доминирующим видом в уловах. Следует отметить, что в начале 1990-х гг. численность хищников (щука, окунь) была не велика и места их обитания были приурочены, как правило, к литоральной зоне. Возрастная структура их была крайне неравномерной, и наблюдалось полное отсутствие отдельных возрастных групп. Это связано с провалом воспроизводства весеннерестующих видов в отдельные годы. Как уже отмечалось, именно весенний период при аэротехногенном характере загрязнений отличается наибольшими нагрузками на водоемы. И наиболее критические стадии онтогенеза у этих видов (эмбриональные, личиночные) испытывали пиковые нагрузки веществ-загрязнителей. Поэтому численность взрослых особей этих видов определялась, прежде всего, успешностью процессов воспроизводства и выживания ранних стадий.

Вторая половина 1990-х гг. для рыбной части сообщества р.Пасвик характеризовалась существенными изменениями ее структуры, что было обусловлено, с одной стороны, вторжением вида-вселенца (ряпушки) и снижением уровня техногенной нагрузки, с другой. Интродукция ряпушки в небольшие придаточные водоемы озера оз.Инари в 1950-1960 гг. впоследствии привела к тому, что уже в 1973 г. данный вид впервые был зарегистрирован в самом оз.Инари, где достиг значительной численности менее чем за десятилетний период (Mutenia, Ahonen, 1990; Mutenia, Salonen, 1992, 1994). Позднее началась миграция ряпушки по всей системе р.Пасвик. Первые экземпляры ряпушки в верховье реки были отмечены в 1989 г. (Amundsen et al., 1999). В период с 1991 по 1995 гг. ряпушка расселилась по всей системе реки Пасвик (табл.2).

Таблица 2

Хронология регистрации ряпушки в различных водоемах системы р.Пасвик в период с 1991 по 2010 гг.

Район	Расстояние от устья, км	1991 г.	1992 г.	1993 г.	1995 г.	1998 г.	2010 г.
Хестефосс	100	-	+	-	+	-	+
Рускебукта	85	+	+	+	+	+	+
Ваггетем	80	+	+	+	+	+	+
Лангватн	60	-	0	-	+	-	+
Куэтсьярви	30	0	0	-	+	+	+
Сванватн	30	0	+	-	+	+	+
Бьерневатн	20	0	0	+	+	+	+
Скрюккебукта	15	-	0	+	+	+	+

ПРИМЕЧАНИЯ: 2010 г. – современная ситуация, остальные годы – данные (Amundsen et al., 1999); + – ряпушка присутствует; 0 – ряпушка отсутствует; - – пробы не отбирались.

Впервые в водохранилище Ваггетем ряпушка была зафиксирована в 1991 г. В этот период сигра были доминирующим видом во всех зонах, причем среднетычинковые сигра составляли 63% от всех выловленных рыб в этом водоеме. Осенью численность ряпушки значительно возросла, в основном она была приурочена к профундальной зоне, где составила 37% уловов. В профундальной зоне средне- и малотычинковые сигра составляли 58 и 38% соответственно, а в литорали – приблизительно по 46%, ряпушка здесь полностью отсутствовала (рис.6). Однако уже осенью 1992 г. в пелагиали водохранилища Ваггетем ряпушка составляла до 63% уловов, соответственно,

снизилась доля среднетычинковых сига; ряпушка стала доминирующим видом в этой зоне. Хотя в 1992 г. среднетычинковые сига продолжали в целом оставаться доминирующими, их численность снижалась, ряпушка вытесняла их в другие зоны – литоральную и профундальную, где их доля возрастала. В 1995-1998 гг. ряпушка полностью доминировала в пелагиали. В пелагической зоне водохранилища Ваггетем в 1998 г. ряпушка составляла 78,9% (рис.6), причем в этих водоемах ряпушка присутствовала во всех трех зонах. В водоеме Ваггетем ряпушка стала доминирующим видом, при этом численность среднетычинковых сига здесь резко уменьшилась, хотя доля малотычинковых сига несколько возросла. Доминирующим видом в литоральной и профундальной зоне стал окунь.

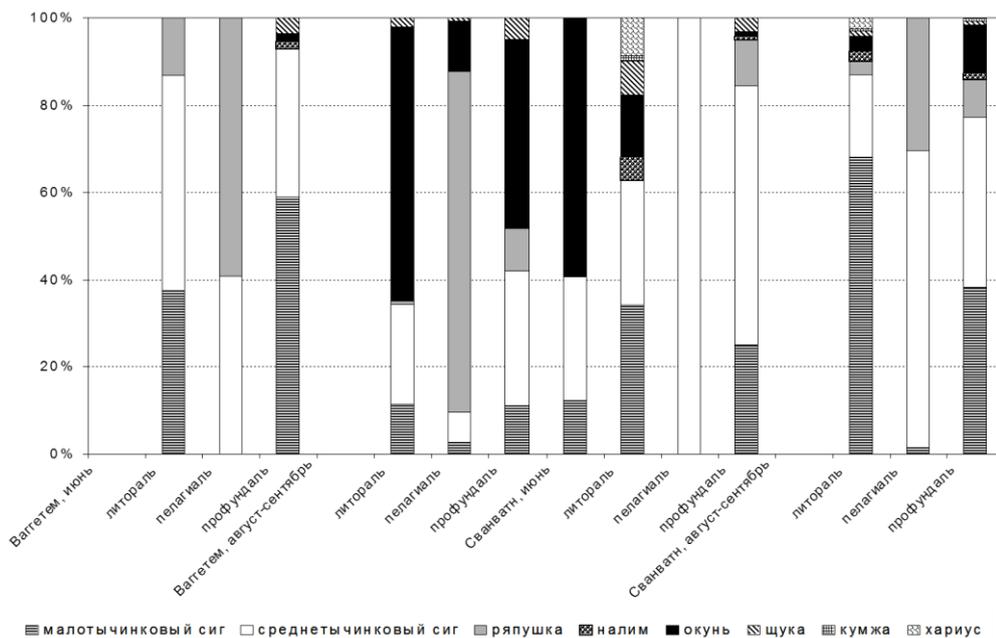


Рис.6. Видовой состав уловов 1998 г. в различных водоемах системы р.Пасвик

В районе Сванватн единичные экземпляры ряпушки были выловлены впервые в 1992-1993 гг. в пелагической зоне. Численность ее в уловах в последующие два года в этой зоне возросла до 30% и сохранялась на этом уровне до 1998 г. Следует отметить, что темпы роста ряпушки во всех исследованных районах бассейна реки были наиболее стремительными в первые два года жизни с резким снижением в последующие годы (рис.7), после достижения половой зрелости. В оз.Инари ряпушка может достигать размеров более 20 см и темпы ее роста значительно выше (Mutenia, Salonen, 1992). Низкие темпы роста ряпушки в р.Пасвик, вероятно, отражают создавшуюся напряженность в пищевых ресурсах.

Изучение особенностей питания ряпушки как планктонофага в новой среде обитания выявило значительное влияние данного вида на видовую и размерную структуру зоопланктона (Bohn, Amundsen, 1998). Кроме того, активное распространение ряпушки в системе реки привело к усилению ее конкуренции за кормовые ресурсы со среднетычинковым сегом. Последний уступает ей в эффективности цедильного аппарата. Результатом таких процессов стало постепенное смещение рациона среднетычинкового сига от зоопланктона (начало 1990-х гг.)

к бентосным организмам и воздушным насекомым (вторая половина 1990-х гг.). Уже в 1993 г. зоопланктон составлял только 20% пищевого рациона среднетычинковых сига в районе Ваггетем, а у ряпушки – 70%. Остальная доля содержимого желудков приходилась на донные организмы и воздушных насекомых. В Сванватне, где пресс ряпушки был ниже, зоопланктон составлял 95% пищевого рациона среднетычинковых сига (Bohn, Amundsen, 1998; Amundsen et al., 1999). Появление в питании ряпушки, обитающей в верховьях реки, бентосных и наземных организмов свидетельствует о недостаточности запасов зоопланктона для покрытия пищевых потребностей всех планктонофагов.

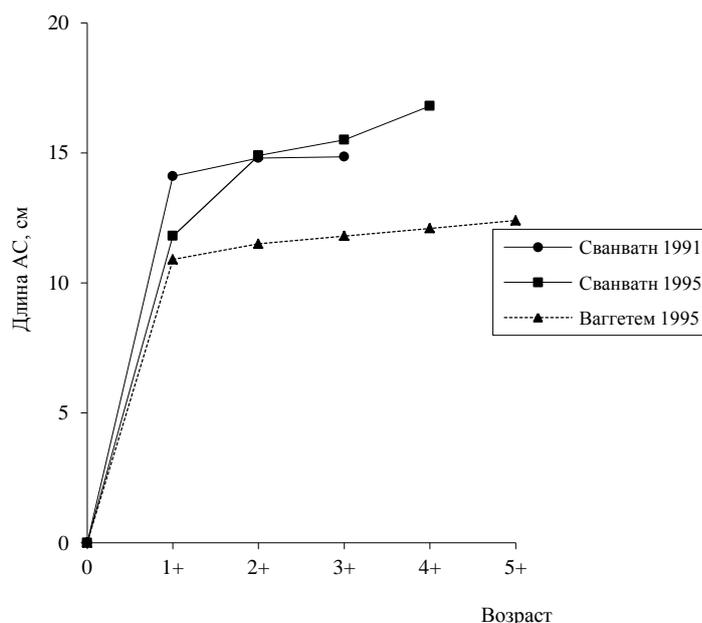


Рис.7. Кривые роста ряпушки из различных районов системы р.Пасвик (Amundsen et al., 1999)

Снижение темпов роста ряпушки может быть также обусловлено техногенной нагрузкой и ранним наступлением половой зрелости. За весь период исследований и во всех районах половая зрелость ряпушки наступала в возрасте 1+ при минимальных размерах 8-9 см. Более 90% рыб в этом возрасте и старше осенью были готовы к нересту. Вероятнее всего, на снижение темпов роста ряпушки водоемов системы р.Пасвик влияет весь этот комплекс факторов. Синтез гамет, как известно, требует значительных энергетических затрат и вызывает существенное перераспределение ресурсов организма (Diana, MacKay, 1979; Wootton, 1979; Diana, 1983).

Вселение ряпушки внесло значительные изменения в структуру рыбной части сообщества водоемов системы р.Пасвик (Решетников, 1980; Svardson, 1976; Nilsson, 1979). Резкое увеличение ее численности стало дополнительным стрессовым фактором для сига с планктонным типом питания на фоне значительного влияния загрязнения вод тяжелыми металлами. Среднетычинковый сиг был вытеснен из пелагической зоны в профундальную и литоральную. В свою очередь, он создал конкурентные взаимодействия за пищевые объекты с малотычинковой формой. Таким образом,

вторжение ряпушки в дальнейшем может оказать негативный эффект на обе рассматриваемые формы сига. И если от малотычинковой формы следует ожидать более уверенной конкуренции за существование, дальнейшее развитие среднетычинкового сига будет сопряжено со значительными трудностями. Ряпушка же прочно обосновалась в пелагиальной зоне, и ее численность будет определяться темпами воспроизводства (естественное и за счет миграции из оз. Инари, зависимое от гидрологических условий), колебаниями биомассы зоопланктона и прессом хищников.

Увеличение численности ряпушки и вытеснение среднетычинковых сигов в литоральную и профундальные зоны на фоне снижения техногенной нагрузки создали благоприятные условия для увеличения численности хищных видов, прежде всего это кумжа и окунь. Однако следует учитывать загрязнение среды обитания тяжелыми металлами. В этих условиях естественное воспроизводство кумжи проблематично и ее численность в водоемах системы р.Пасвик будет определяться деятельностью рыбоводных заводов. Увеличение численности окуня наблюдается в водоеме Ваггетем. Как известно, окунь занимает три пищевые ниши: младшие возрастные группы питаются зоопланктоном, особи средних размеров потребляют донные организмы, старшие рыбы становятся хищниками (Жаков, 1984). Увеличение численности окуня создает дополнительное напряжение в обеспеченности сигов пищевыми ресурсами.

Для нижней части системы р.Пасвик, по сравнению с участками среднего течения, характерна более высокая аэротехногенная нагрузка и отсутствие достаточного количества участков для воспроизводства ряпушки. Поэтому структура рыбной части сообществ этого участка реки во многом будет зависеть от того, сможет ли ряпушка приспособиться к их условиям. Однако можно предположить, что данный вид займет доминирующее положение во всех водоемах системы, включая оз.Куэтсъярви, за счет усиления процессов антропогенной эвтрофикации и продуктивности зоопланктона. Исследования, проведенные в 1995 и 1998 гг., показали, что численность ряпушки в водоеме Сванватн практически не увеличивается и среднетычинковые сиги продолжают доминировать. Вероятно, это связано с тем, что ряпушка не смогла еще до конца приспособиться к условиям воспроизводства в нижнем течении реки.

Современная структура рыбной части сообщества бассейна характеризуется доминированием сиговых рыб (рис.8) за счет внутривидовых механизмов, поддерживающих значительную численность (State ..., 2007).

Наиболее высокие показатели размерно-весовых характеристик среднетычинкового сига характерны для бассейна р.Пасвик, в особенности для районов Ваггетем (до 762 г и 37.4 см) и Хестефосс (до 1275 г и 44.2 см). Наименьшие значения данных показателей отмечались у рыб в наиболее интенсивно загрязняемом оз.Куэтсъярви (2 г и 7.5 см). Малотычинковый сиг р.Пасвик, по результатам наших работ, имеет наиболее высокие показатели массы и линейных размеров в водохранилище Ваггетем – до 1280 г и 44.0 см (рис.9). Минимальными же величинами данных показателей также характеризовался малотычинковый сиг оз.Бьернватн (4.1 г и 7.7 см). Следует отметить, что размерно-весовые характеристики средне- и малотычинковых сигов р.Пасвик имеют тенденцию к росту в последовательности: Инари – Раякоски – Ваггетем, то есть вниз по течению реки. В дальнейшем вблизи предприятия «Печенганикель» в оз.Куэтсъярви размерно-весовые показатели снижаются и далее вновь возрастают по мере удаления водоема от источника загрязнения (Скрюккебухта).

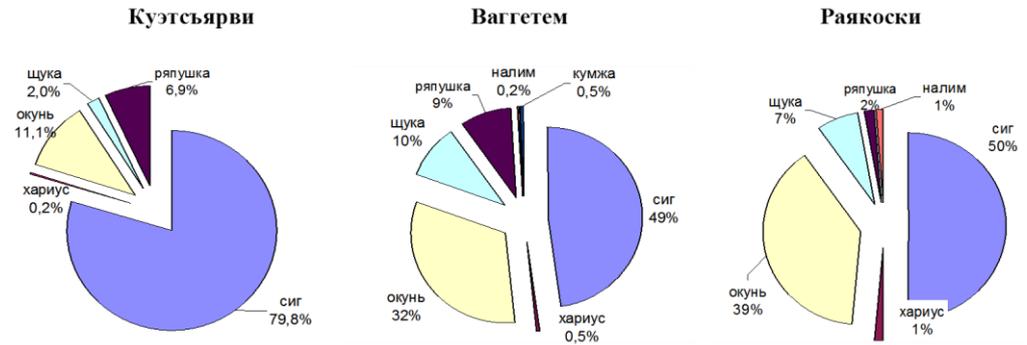
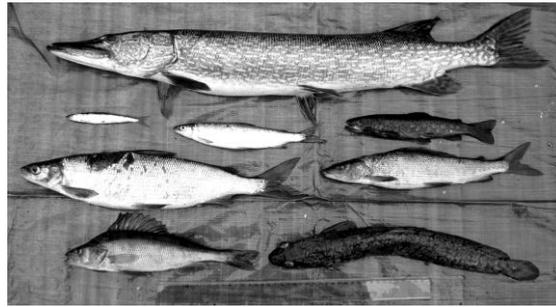


Рис.8. Представители ихтиофауны и их соотношение в уловах бассейна р.Пасвик

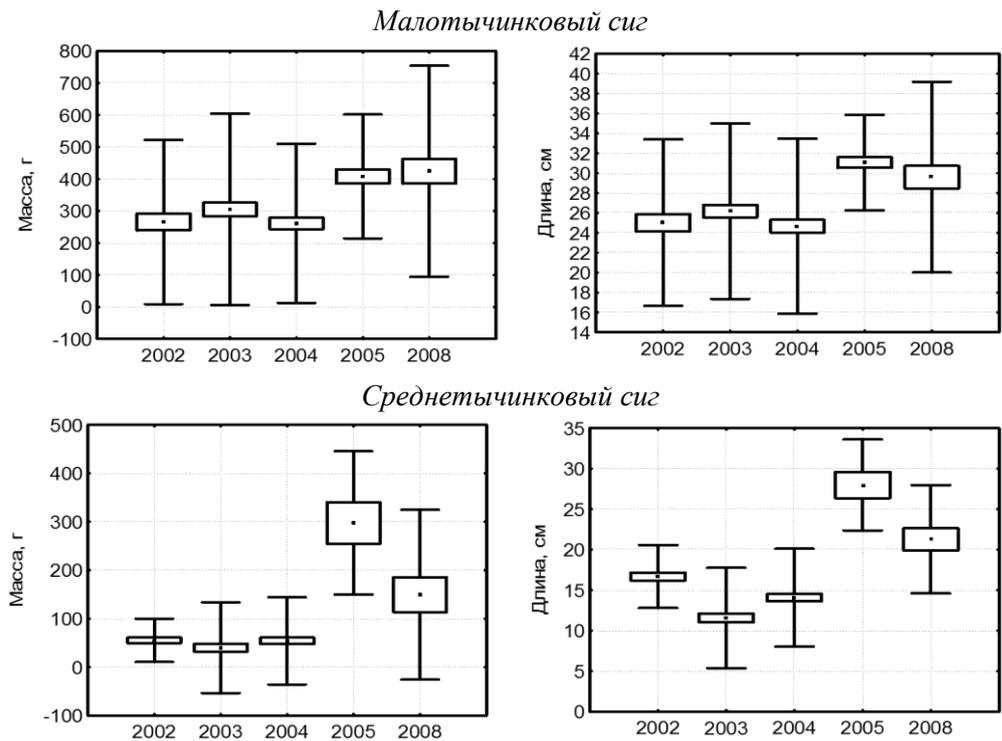


Рис.9. Многолетнее размерно-весовое распределение мало- и среднетычинкового сига водохранилища Ваггетем (среднее, ст. ошибка, ст. отклонение)

В водохранилищах Ваггетем и Раякоски, испытывающих меньшую аэротехногенную нагрузку, наряду с сиговыми увеличивается доля окуневых (рис.8). Средние размерно-весовые показатели окуня в пределах бассейна реки варьируют. Наиболее крупные особи также отмечаются в среднем течении реки (длиной до 33.4 см при массе более 600 г).

С вселением и развитием ряпушки более широкого распространения в пределах бассейна достигла кумжа и щука. В системе р.Пасвик щука характеризовалась наиболее высокими показателями массы и длины в водохранилище Ваггетем за весь период наблюдений, следует отметить тенденцию к росту размерно-весовых показателей во времени (рис.10).

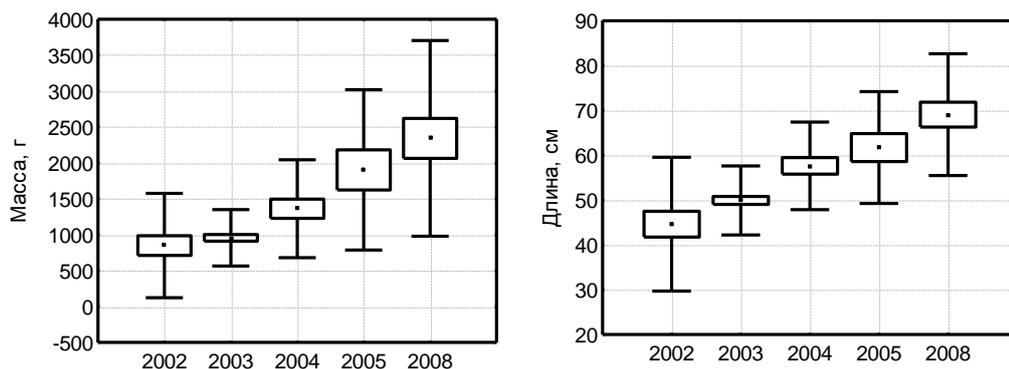


Рис.10. Многолетнее размерно-весовое распределение щуки р.Пасвик (среднее течение)

Сравнительный анализ основных биологических показателей выявил, что рыбы исследованных водоемов характеризуются наиболее высокими значениями линейных размеров и массы в озерах лесной зоны и верхнего и среднего течения р.Пасвик. Наиболее низкие показатели длины и массы рыб характерны для наиболее интенсивно загрязняемых водоемов – оз.Куэтсьярви и Скрюккебухты. Необходимо отметить, что у сигов двух форм во всех исследованных водоемах в целом отмечается снижение размерно-весовых показателей. Напротив, у щук и окуней системы р.Пасвик средние величины длины и массы рыб в выборках 2008 г. были выше по сравнению с данными предыдущих исследований. Относительно низкие показатели рыб Скрюккебухты и Бьернватна, очевидно, связаны с более высокой аэротехногенной нагрузкой на данные водоемы. Вместе с тем, рост размерных и весовых показателей хищных видов рыб может свидетельствовать о намечающихся тенденциях улучшения среды нижнего течения р.Пасвик.

Свидетельством снижения уровня аэротехногенной нагрузки на водоемы бассейна р. Пасвик отчасти может служить снижение уровней накопления меди и никеля в тканях сигов. Однако для щуки и окуня эта тенденция обратная (рис.11). Остается также неизменной картина протекания патологических процессов у рыб, указывающая на сохраняющуюся высокую токсичность среды. Кроме того, особое внимание привлекает наметившаяся тенденция к росту содержания ртути в рыбе. Подобные процессы характерны практически для всех водоемов северо-запада Мурманской области.

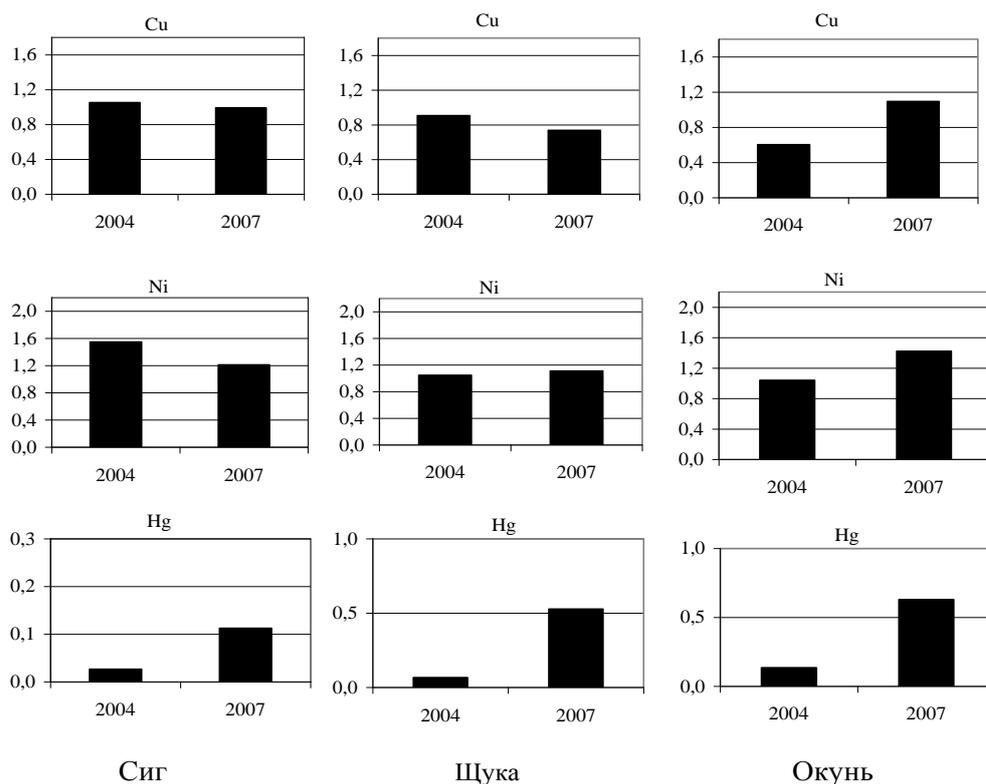


Рис.11. Динамика уровней накопления тяжелых металлов в мышцах рыб оз.Куэтсъярви, мкг/г сух. веса

Рассматриваемый бассейн является примером комплексного влияния различных факторов на структуру гидробионтов, и в особенности на рыбную часть сообщества. С одной стороны, в современных условиях изменения в сообществе рыб могут развиваться по закономерному сценарию последовательной смены сиговых окуневыми рыбами. Однако в условиях токсичной среды сиговые рыбы за счет раннего созревания поддерживают высокую численность (оз.Куэтсъярви). С другой стороны, вселение нового вида также вносит весомый вклад в формирование структуры ихтиофауны. Интенсивное развитие ряпушки в водоеме может привести к закономерному увеличению численности хищников, которые в результате будут контролировать численность всех «мирных» видов.

### 2.3. Юго-западная часть (Ш). Бассейн реки Поной

Изучение рыбной части сообщества водоемов бассейна р.Понной проводилось на двух относительно крупных озерах – Макаровское (входит в состав р.Пятчема) и Песочное (р.Кривая Речка) в 2002 г. в рамках проекта по оценке влияния процессов азротехногенного загрязнения на пресноводные экосистемы Субарктики.

В целом состав ихтиофауны водоемов среднего течения данной реки включает такие виды, как обыкновенный сиг, европейская ряпушка, щука, речной окунь, налим, хариус, плотва, язь, обыкновенный голяк, девятииглая колюшка.

В оз.Макаровское распространен малотычинковый сиг. Основу выборки сига данного водоема составляли рыбы длиной 26-30 (средняя 28.8 см), массой 200-350 (средняя 307 г) (рис.12).

В уловах не отмечены особи в возрасте 1+ и 2+, что связано с особенностями водоема, используемого как нагульный. Основу уловов оз. Макаровское в настоящее время составляют особи в возрасте от 4+ до 6+ (рис.13).

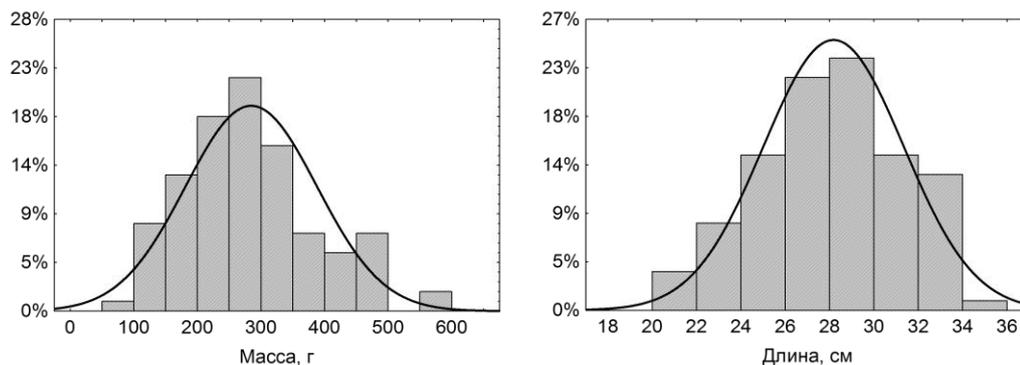


Рис.12. Размерно-весовое распределение сига оз.Макаровское

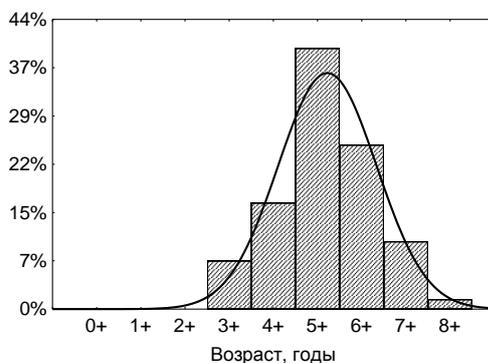


Рис.13. Возрастное распределение сига оз.Макаровское в уловах

В структуре рыбной части сообщества, по материалам уловов, наиболее распространенным видом является плотва. Практически в равном соотношении встречаются окунь и сиг (рис.14).

Состав ихтиофауны оз.Песочное аналогичен предыдущему водоему. Здесь также наиболее распространенной является малотычинковая форма сига. Количество жаберных тычинок варьирует от 20 до 30 (в среднем 25). Рыбы в выборке были представлены небольшим числом возрастных групп в возрасте от 2+ до 7+. Это были особи со средней длиной 25.3 см и массой 186 г. В выборке доминировали рыбы в возрасте от 3+ до 5+ длиной 22-28 см (рис.15).

Наиболее многочисленными в уловах являются сиви в возрасте 4+ (рис.15). Несмотря на то, что рыбы в возрасте 1+ нами не обнаружены, в озере есть участки с песчаным дном, что позволяет говорить о наличии в озере нерестилищ.

Структура сообщества водоема, тем не менее, характеризуется значительным доминированием окуня и плотвы (рис.14).

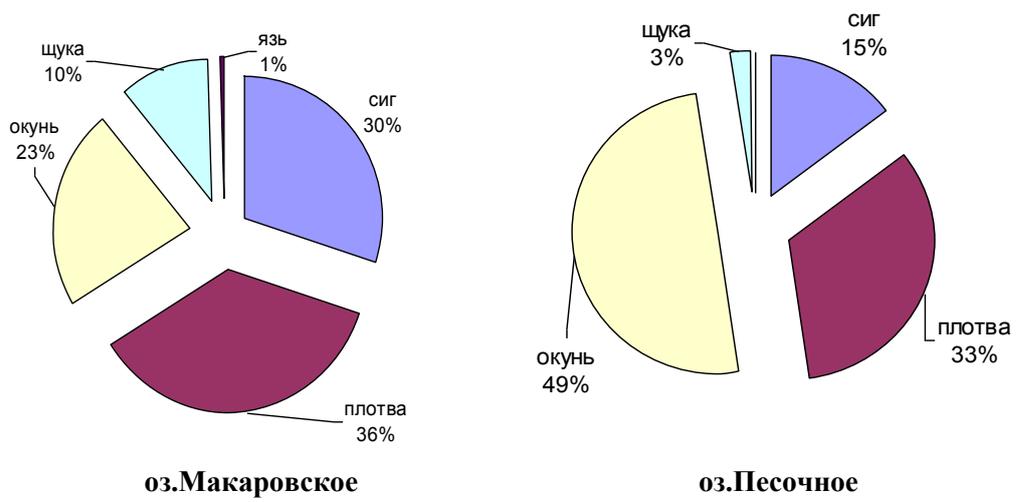


Рис. 14. Соотношение рыб в уловах озера Макаровское и Песочное

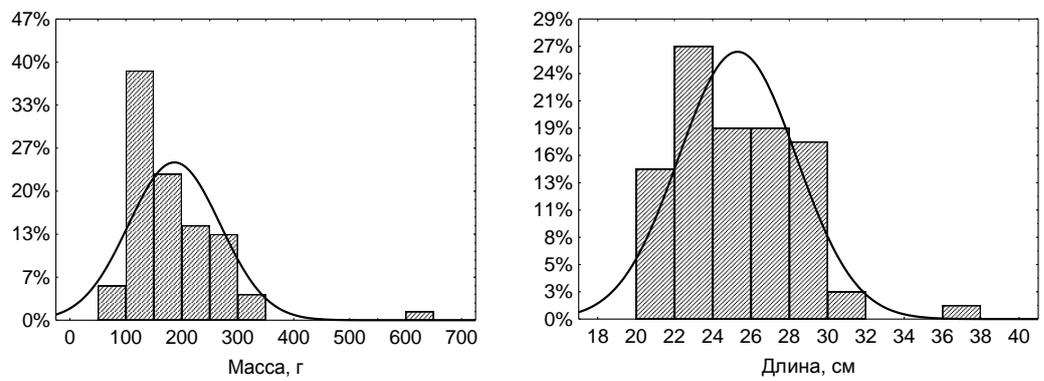


Рис. 15. Размерно-весовое распределение сига оз. Песочное

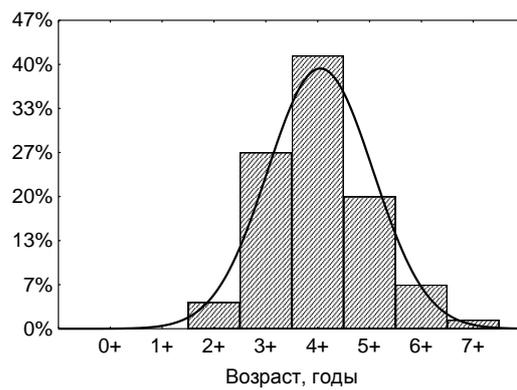


Рис. 16. Возрастное распределение сига оз. Песочное

Необходимо отметить, что, по неопубликованным данным, в настоящее время в бассейнах указанных рек доля плотвы возросла, широкого распространения в пределах среднего течения р.Поной также достиг и язь (рис.17). Таким образом, в рыбной части сообществ рек Пятчема и Кривая начинают доминировать карповые виды, а в последние годы возрастает также доля окуневых и щуковых, в то время как количество сига в уловах постепенно снижается. Серьезным стабилизирующим фактором поддержания численности сиговых является развитая речная сеть. Известно, что сига р.Поной образуют значительные по численности популяции в озерах Чурозеро, Песочное, Лосьозеро, Вульяр и Пурнач. В перечисленных озерах сига представлены более или менее изолированными экологическими группами, отличающимися сроками нереста, темпом роста и некоторыми меристическими и пластическими признаками.

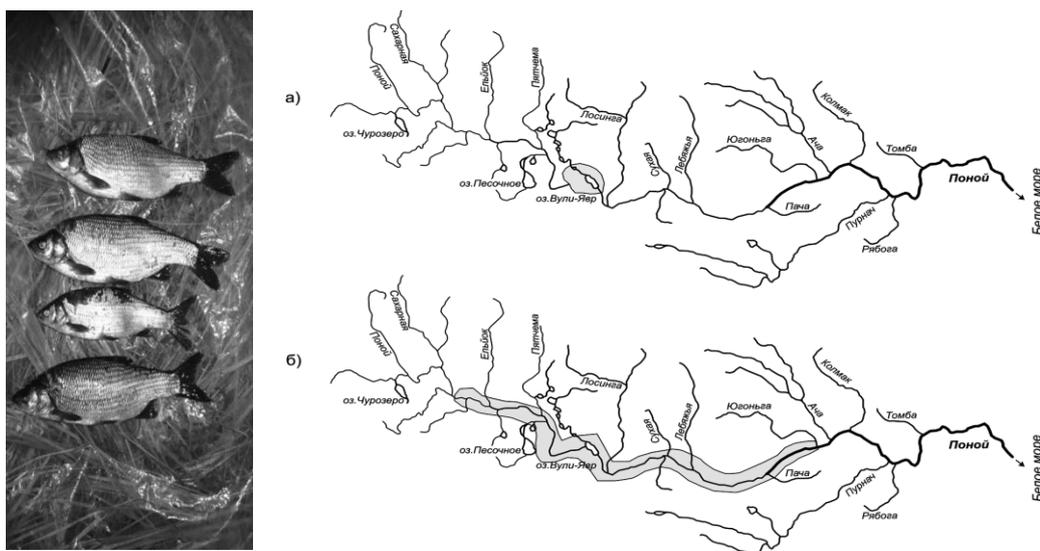


Рис.17. Представители сем. карповых бассейна р.Кривая – плотва и язь; распространение язя в бассейне р.Поной: а) 1930-1960-е гг.; б) настоящее время

Большая часть дна водоемов бассейна занята торфяным детритом, и только небольшие участки покрыты песком и каменистым грунтом, на которых и происходит нерест сигов. Кроме того, значительная часть сигов оз.Песочное нерестует во впадающем в него Амбарном и Артельном ручьях. Сига р.Пятчема нерестуют на песчано-галечных участках р.Поной и ее притоках – Лосинга, Сухая, Лебяжья. Сами же озера используются лишь как нагульные водоемы (Гринюк, 1977).

Таким образом, в бассейне р.Поной также отмечаются процессы трансформации рыбной части сообществ, однако их причины нельзя объяснить антропогенным эвтрофированием. По всей видимости, подобные явления связаны с природными особенностями водоемов в условиях региональных флуктуаций климата. Являясь достаточно мелководными, хорошо прогреваемыми, водоемы р.Поной в большей степени подвержены процессам естественного старения, интенсификации продукционных процессов, заилению дна, флуктуациям гидрологического режима, в которых карповые рыбы получают преимущество. В то же время благоприятные условия для воспроизводства окуня и щуки на фоне хорошей обеспеченности кормовыми ресурсами в пределах бассейна могут обуславливать всплески численности указанных видов, лимитированные в отдельные годы флуктуациями гидрологического режима.

По-видимому, в сложившихся условиях изменения структуры сообщества рыб р.Поной будут сопровождаться еще более интенсивным смещением сиговых из ядра доминирующих видов и увеличением численности и обилия карповых видов (рис.18).

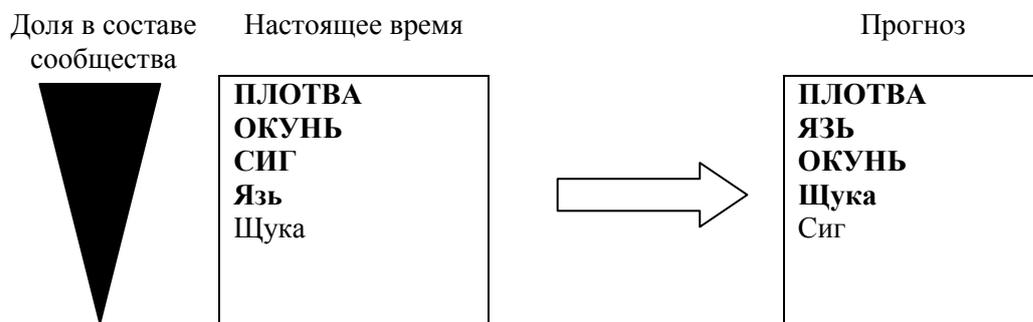


Рис.18. Прогноз изменений в структуре рыбной части сообщества р.Поной

#### 2.4. Центральная часть Мурманской области (Ш). Бассейн рек Нива и Кола

Особенное внимание в связи с проблемой трансформации ихтиоценозов Крайнего Севера представляет центральная часть Мурманской области, где находятся такие озера, как Имандра, Пермусозеро, Кахозеро и Колозеро. Как уже отмечалось, процессы антропогенного эвтрофирования и преобразования рыбной части сообщества оз.Имандра были зарегистрированы ранее (Решетников, 1980; Moiseenko et al., 2001; Vandysh, 2001). Однако интенсивность этих процессов возрастает в последние годы, кроме того, изменения состава ихтиофауны характерны и для других водоемов бассейна р.Нива. Сходные тенденции обнаружены и в ряде водоемов бассейна р.Кола.

Исследования на крупнейшем водоеме Мурманской области – оз.Имандра начались достаточно давно. Первый обзор ихтиологических работ, выполненных на водоемах Кольского п-ова в начале XX века и посвященных, в основном, промыслу семги в реках, приводится в работах Г.Д.Рихтера (1926а, б, 1927, 1934). Систематические исследования ихтиофауны озер и рек начались с организации Имандровской экспедиции Мурманской биологической станции в 1924-1926 гг. (Рихтер и др., 1926; Рихтер, 1927). В работах первой половины XX века освещены некоторые моменты биологии рыб пресноводных водоемов центральной части Кольского п-ова (Крепс, Крогиус, 1924; Крогиус, 1926а, б; 1931; Рихтер и др., 1926; Петров, 1935а, б). По материалам двух экспедиций Л.С.Берг и И.Ф.Правдин дают обзор ихтиофауны рек и озер Кольского п-ова (Берг, Правдин, 1948; Правдин, 1964) и освещают некоторые вопросы систематики сигов региона (Правдин, 1954; 1957). Позднее большое внимание уделялось изучению ихтиофауны озера в связи с его промысловым использованием, а также изучению рыбной фауны заповедных территорий (Владимирская, 1951, 1956, 1957; Азбелев, 1960; Решетников, 1962, 1964, 1966; Галкин и др., 1966а; Сурков, 1966; Гринюк, 1977). В связи с интенсивным развитием промышленности на территории Мурманской области и развитием процессов антропогенной трансформации экосистем большое внимание исследователей было уделено рыбам как индикаторам состояния водоемов (Моисеенко, 1980, 1984, 1997, 2002; Моисеенко, Яковлев, 1990; Моисеенко и др., 1991; Лукин, 1995, 1998; Кашулин, 1999, 2004; Кашулин и др., 1999; Шарова, 2000; Королева, 2001).

Озеро Имандра, являясь самым большим водоемом региона (длина 109 км, средняя ширина 3.19 км), обладает достаточно обширной водосборной территорией (12300 км<sup>2</sup>). На фоне значительной индустриализации Мурманской области это обусловило весьма весомое и многофакторное антропогенное влияние на экосистему озера, которое носит долговременный характер. Различные районы акватории озера подвержены влиянию аэротехногенных выбросов и стоков предприятий цветной металлургии, энергетики, транспорта, воздействию горнодобывающей и горнорудной промышленности, машиностроения. Весьма значителен вклад поступления бытовых сточных вод многочисленных населенных пунктов, расположенных на берегах водоема (Моисеенко, Яковлев, 1990; Антропогенные ..., 2002). Наметившиеся перестройки в структуре сообществ гидробионтов в озере связаны с глобальными климатическими изменениями, усилением процессов антропогенного эвтрофирования за счет возрастания нагрузки биогенных элементов и термофикации. Гидроэнергетический комплекс имеет определяющее значение в формировании гидрологического режима озера. Возведение каскада Нивских ГЭС началось в 30-х гг. прошлого века. К 1954 г. строительство всех трех плотин ГЭС было завершено. Возведение каскада ГЭС стало основной причиной потери ценнейшего стада атлантического лосося р.Нива (Исаченко, 1931). Ежегодные сезонные флуктуации уровня вод озера, связанные с работой гидротехнических сооружений, негативно влияют на воспроизводство и развитие практически всех видов рыб бассейна, о чем свидетельствуют материалы исследований 1960-х гг. (Владимирская, 2002).

Ихтиофауна Имандры состояла из 15 видов, в число которых входили: атлантический лосось, кумжа, арктический голец, обыкновенный сиг, европейская ряпушка, европейский хариус, окунь, щука, обыкновенный ерш, европейская корюшка, налим, язь, обыкновенный голяк, голяк, трехиглая и девятииглая колюшки (Галкин и др., 1966б). Кроме того, имеются свидетельства поимки сибирской миноги в бассейне озера (Антропогенные ..., 2002), а также развития видов-вселенцев (радужная форель, обыкновенный карп). Исчезновение уникальной популяции семги р.Нива, несомненно, сказалось на состоянии экосистемы реки и оз.Имандра. Несмотря на небольшую протяженность реки, чередующейся спокойными плесовыми участками и озерными расширениями (Пинозеро, Плесозеро), в пределах ее бассейна располагались многочисленные нерестово-выростные угодья лосося. В достаточно большом количестве семга заходила и в оз.Имандра, причем для нереста рыбами использовались также реки и ручьи, непосредственно впадающие в озеро. По имеющимся данным, в р.Ниве в 1921 г. было добыто 11466 кг семги. В последующие годы это количество возрастало: в 1922 г. – 13104 кг; в 1923 г. – 14742 кг. В дальнейшем же отмечен спад этих показателей, связанных с ухудшением условий промысла (1924 г. – 8190 кг; 1925 г. – 6552 кг; 1926 г. – 8191 кг; 1927 г. – 9827 кг; 1928 г. – 6.552 кг; 1929 г. – 5693 кг; 1930 г. – 4913 кг). Кроме того, до введения в эксплуатацию каскада Нивских ГЭС значительный негативный эффект как на состояние популяции семги, так и других видов оказывал сплав леса (Исаченко, 1931). Исчезновение проходной формы семги в водоеме отчасти компенсировалось образованием из оставшейся в озере ее пресноводной формы (озерный лосось), для которой условия воспроизводства и нагула в пределах озера были благоприятными. Свидетельства регистрации в оз.Имандра данной формы относятся к материалам работ вплоть до конца 1960-х гг. (Смирнов, 1977). В дальнейшем численность данной формы лосося, по-видимому, продолжала неуклонно сокращаться до полного ее исчезновения. В целом, исходя из материалов уловов 1930-х гг., количество крупных лососевых рыб – кумжи, сига и гольца – составляло 75% всей выловленной

рыбы. Так, несмотря на достаточно слабо развитые условия промысла в этот период, водоемы бассейна оз.Имандра давали около 47 т рыбы (Петров, 1935б).

Стремительное индустриальное освоение Мурманской области привело к значительному усилению антропогенного воздействия на пресноводные экосистемы, которое связано и с непосредственным снижением качества вод, и с возрастанием промысловой нагрузки на рыбную часть сообществ. Последнее, в свою очередь, за счет отсутствия регулирования периодичности, селективности и объемов промысла, значительно подорвало запасы ценных пород лососевых и сиговых видов рыб (Моисеенко, Яковлев, 1990; Владимирская, 2002). В значительной мере эти процессы были усугублены негативным влиянием промышленного загрязнения (Моисеенко, 1984, 1997, 2002; Лукин, 1995; Кашулин, 1999, 2004; Кашулин и др., 1999; Шарова, 2000; Королева, 2001; Антропогенные ..., 2002). Следует отметить, что явления массовых заморов рыб в летний период исследователи фауны рыб регистрировали в конце 1950-х – начале 1960-х гг. (Владимирская, 2002).

Огромный вред воспроизводству рыбы в 1959-1961 гг. принесло зарегулирование уровня Имандры, питающей гидротехнические сооружения Нивского каскада электростанций. Так, зимой 1958-1959 гг. уровень Имандры был понижен на 3.7 м, в следующую зиму – еще на 1.5 м, так что весной 1960 г. уровень озера оказался на 5.2 м ниже максимального за все предыдущие годы и на 30 см ниже «мертвого горизонта». За эти годы из Имандры было изъято 36% всего водного объема озера. Водная поверхность озера уменьшилась на 350 км<sup>2</sup>. Это резко отразилось на условиях жизни рыбы и сократило численность осеннерестящихся в озере видов (голец, сиг и ряпушка), а также видов, нерестующих на участках с прибрежной растительностью в весенний период (щука, окунь, язь). За счет обмеления устьевых участков ручьев были нарушены нерестовые процессы кумжи и хариуса, которые не могли войти на нерест в ручьи из-за обмеления их устьев. Последствием таких процессов, наряду с загрязнением водоема, стала постепенная замена ценных пород рыбы более приспособленными и в то же время малоценными с ихтиологической точки зрения (Владимирская, 2002). Необходимо также отметить, что резкие колебания уровня воды в озере препятствуют развитию макрофитов, зарастанию береговой линии. Это снижает эффективность утилизации биогенных элементов растительностью, препятствует развитию бентоса в литоральной зоне и способствует увеличению скорости эвтрофикации водоема. Весеннерестящиеся виды рыб (щука, окунь, плотва, язь) лишены нерестилищ, что препятствует их успешному воспроизводству. Прежде всего, это относится к плесам Имандры – Большой и Йокостровской. Сезонные колебания уровня озера продолжаются и в настоящее время. Эти процессы в сочетании с повышением токсичности воды вследствие продолжающегося загрязнения озера промышленными и коммунальными стоками привели к нарушению воспроизводства озерных форм рыб, и пополнение их запасов идет в основном за счет мигрантов из многочисленных придаточных озерно-речных систем.

В целом оз.Имандра до 1960-х гг. определялось как ряпушково-сиговый водоем с встречающимся озерным гольцом (Галкин и др., 1966б). В дальнейшем структура рыбной части сообщества изменялась в сторону снижения доли указанных видов. Вместе с тем, радикальных изменений в структуре рыбной части населения оз.Имандра не происходило вплоть до начала 1990-х гг.. Доминирующими видами оставались сиг и ряпушка, в уловах присутствовал голец и кумжа. Наступивший затем серьезный экономический спад, с одной

стороны, привел к относительному снижению уровня промышленного загрязнения вод, а с другой – к усилению неконтролируемого незаконного лова рыбы. В этот период отмечается появление и увеличение численности крупной формы корюшки, что привело радикальной перестройке структуры рыбной части сообщества. При этом для большинства видов рыб отмечено снижение общей численности и продолжительности жизни. К примеру, возрастная структура сига начиная с 50-х годов прошлого столетия характеризовалась тенденцией к сокращению числа старших возрастных групп. Средние весовые и размерные показатели сига к концу 1980-х гг. были ниже в 3 и 1.8 раза соответственно по сравнению с аналогичными значениями рыб в 1926 г. (Галкин и др., 1966б; Моисеенко, Яковлев, 1990).

В формировании современного облика фауны рыб оз.Имандра особую роль также играют процессы «инвазии» видов-вселенцев. Так, поступление подогретых вод Кольской АЭС в губу Молочная Бабинской Имандры предопределило развитие здесь садкового хозяйства для выращивания рыб. Наиболее массовый вид, выращиваемый здесь, – радужная форель. Ранее также были попытки выращивания карпа и осетра. За время функционирования комплекса и неизбежных случаев выхода рыб из садков происходило постепенное их распространение в акваторию озера. Неудачный опыт разведения карпа закончился выпуском оставшихся особей в открытый водоем (Антропогенные ..., 2002). В настоящее время в районе садкового комплекса сформированы самостоятельно воспроизводящиеся в естественных условиях популяции зеркального и обыкновенного карпа, а также радужной форели. Существуют свидетельства поимки данных видов в районе Бабинской и Йокостровской Имандры. По опросам рыбаков-любителей, весовые показатели карпа в районе сбросного канала КАЭС могут достигать более 10 кг. Форель, обитающая в губе Молочная, по материалам наших исследований, представлена в основном рыбами массой 300-500 г длиной 24-32 см (рис.19).

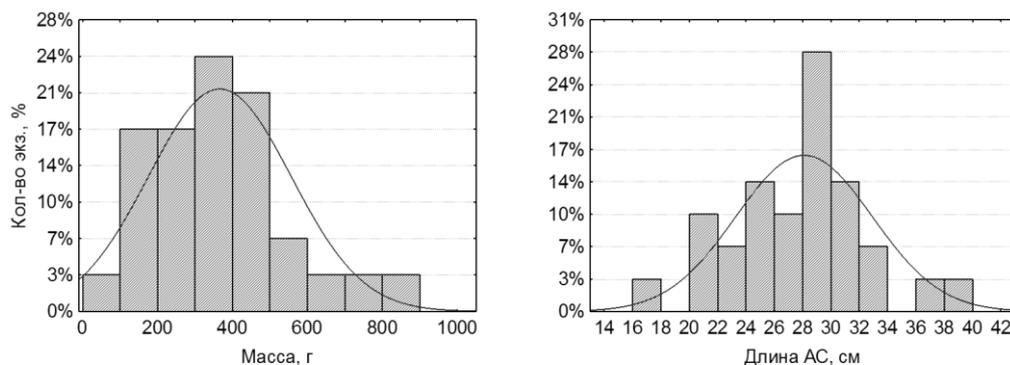


Рис.19. Размерно-весовое распределение радужной форели в губе Молочная (Бабинская Имандра)

Следует отметить, что теплые воды и обилие кормов, распространяемых течением вблизи садкового комплекса, привлекает большое количество рыб, что положительно сказывается на темпах их роста. Подобные явления описаны ранее для сига Бабинской Имандры (Моисеенко, Яковлев, 1990; Антропогенные ..., 2002). Аналогичные особенности сохраняются и в настоящее время. Размерно-весовые показатели сига и ерша являются более высокими в районе непосредственного

поступления подогретых вод электростанции (губа Молочная) (рис.20). Для других видов (щука, окунь) подобной зависимости не было отмечено. Это, в первую очередь, связано с тем, что данные виды в указанном районе встречались единично. Кроме того, условия воспроизводства и нагула щуки и окуня наиболее благоприятны в районе Узкой Салмы, о.Хорт и губы Кунчаст. Вероятно, это относится и к корюшке, поскольку доля указанных видов в уловах была выше в более удаленных от губы Молочная районах (рис.21). В то же время арктический голец, ранее широко встречающийся в пределах Бабинской Имандры, где имелись обширные нерестилища данного вида, в настоящее время практически не обнаруживается. В осенний период 2011 г. единичные особи данного вида (массой 46-1959 г и длиной 17.3-43.5 см) были отмечены нами лишь в губе Кунчаст.

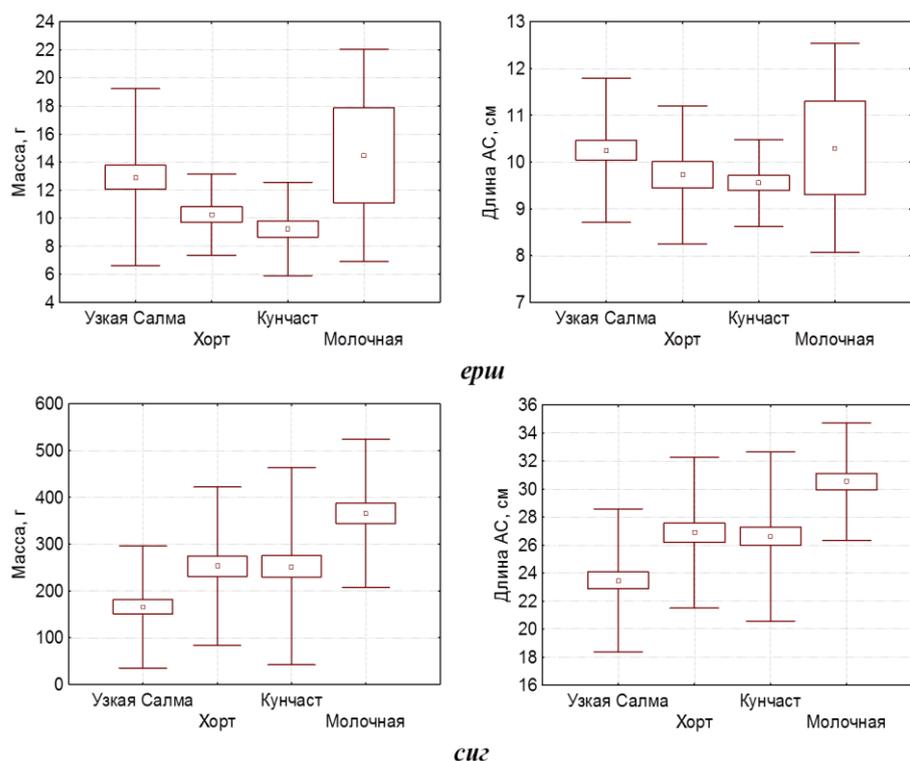


Рис.20. Размерно-весовые характеристики ерша и сига различных районов Йокостровской и Бабинской Имандры в 2011 г.

Происходит и резкое снижение численности некогда наиболее массового вида – ряпушки. При этом ряпушка Бабинской Имандры характеризуется более высокими размерно-весовыми показателями по сравнению с ряпушкой плесов Большой и Йокостровской Имандры. Если масса и линейные размеры ряпушки последних обычно достигают 9.6-14.3 г и 9.9-11.3 см, то в Бабинской Имандре они достигают 17.7 г и 12.2 см. Отдельные особи, зарегистрированные нами в губе Кунчаст, в 2011 г. достигали 84 г при длине АС 21.4 см.

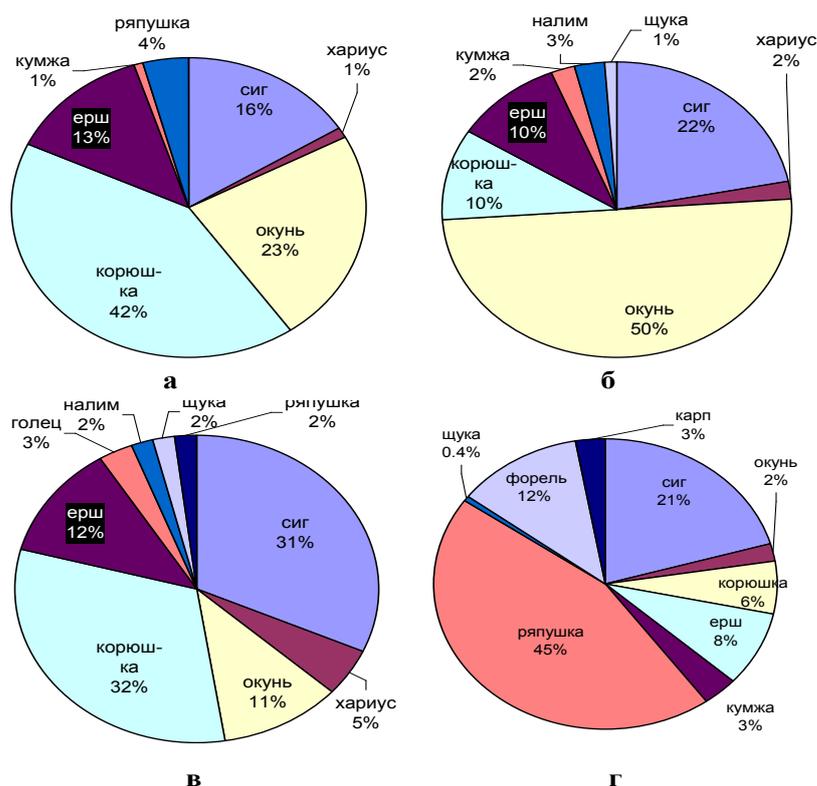


Рис.21. Соотношение видов рыб в уловах различных районов оз.Имандра: а – Узкая Салма; б – о.Хорт; в – губа Кунчаст; г – губа Молочная

Наиболее ценный промысловый вид – кумжа распространена повсеместно в пределах озера, однако численность ее всегда была достаточно низкой (Галкин и др., 1966а; Смирнов, 1977). Это достаточно пластичный вид, имеющий множество внутривидовых форм, различающихся особенностями мест обитания. Поддержание популяции кумжи в озере обеспечивается главным образом крупными реками бассейна (Вите, Куна, Чуна, Печа, Пиренга, Пасма). Реки, приуроченные к крупным промышленным центрам на территории водосбора озера, потеряли свое значение в воспроизводстве данного вида рыб (Б.Белая, Куренга, Монча, Кислая). Многочисленные ручьи также могут служить нерестилищами кумжи, однако численность молоди на таких водотоках, как правило, крайне мала. Наиболее крупные особи кумжи в озере могли достигать массы более 6 кг и длины 79 см (Антропогенные ..., 2002). Для современной популяции кумжи в водоеме такие экземпляры представляют большую редкость. В уловах 2011 г. нами не были обнаружены особи массой более 1165 г и длиной 47.7 см.

Численность сегов, некогда считавшихся основным богатством водоема (Галкин и др., 1966б), в настоящее время также сильно сократилась. Данный вид также весьма пластичен с экологической точки зрения, имеет несколько форм, описанных ранее (Берг, 1949; Берг, Правдин, 1948). Несмотря на значительное снижение качества вод в ходе многолетнего и многофакторного влияния на

экосистему водоема, сига демонстрировали высокие приспособительные особенности и встречались даже в районах со значительной токсичностью. Данные особенности вида описаны и для ряда других интенсивно загрязняемых водоемов региона (Кашулин и др., 1999; Антропогенные ..., 2002; State ..., 2007). Последствия антропогенных преобразований оз.Имандра отразились, прежде всего, на темпах роста сига (рис.22). Кроме того, происходило сокращение продолжительности жизни рыб, перемещение наиболее массовой части популяции в младшие возрастные классы, ускорение полового созревания. Серьезные патологические трансформации в ответ на токсичность вод были отмечены в органах и тканях рыб.

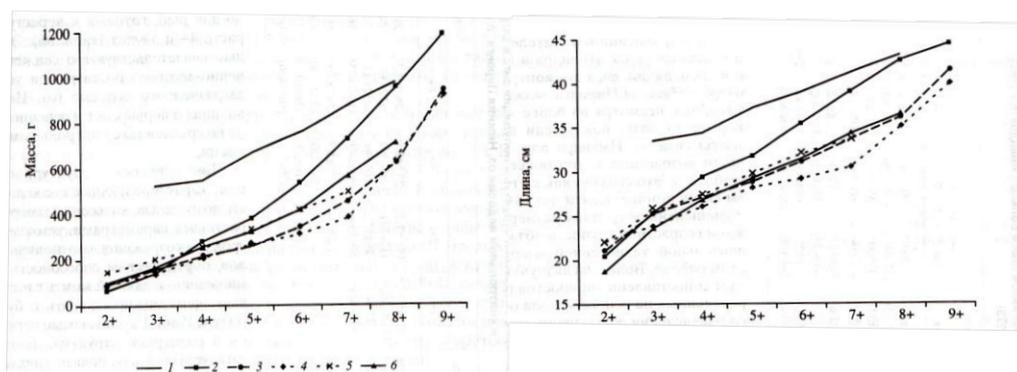


Рис.22. Кривые линейного и весового роста сига плекса Большая Имандра в допромышленный период (1) и в периоды промышленного освоения водоема: 2 – 1960 г.; 3 – 1965-1970 гг.; 4 – 1978-1981 г.; 5 – 1986 г.; 6 – 1996-1998 гг. (Антропогенные ..., 2002)

Средние размеры сига в озере составляют около 28.3 см при массе 286 г (Большая Имандра). Для Бабинской и Йокостровской Имандры эти показатели несколько ниже – 29.7 и 27.3 см при массе 267 и 252 г соответственно (Антропогенные ..., 2002). Размеры сигов в 1960-х гг. были значительно выше. Так, по материалам М.И.Владимирской (1956), в озере был отмечен сиг длиной 67 см и массой 6.2 кг. Сиги в водоеме, по-видимому, образуют локальные стада, приуроченные к крупным заливам. В 2011 г. наиболее крупные особи сига Бабинской Имандры отмечены в губе Кунчаст (до 1350 г и 43.6 см), несмотря на более высокие средние размерные показатели рыб губы Молочная (рис.20).

Популяция корюшки в оз.Имандра за последние 60 лет претерпела существенные изменения. Ее мелкая форма (снеток), нерестящаяся в прибрежной зоне озера, являлась одним из промысловых видов до 50-60-х гг. прошлого века. Однако в последующем численность снетка значительно сократилась за счет нарушения воспроизводства в условиях зимне-весенней сработки уровня. Вид практически полностью исчез к середине 1960-х гг., и к 1970-1980-м гг. корюшка встречалась в уловах единично (Смирнов, 1977; Моисеенко, Яковлев, 1990).

В настоящее время корюшка представлена крупной полупроходной формой, для нереста заходящей в реки и ручьи, что исключает влияние колебаний уровня в озере. Подобная стратегия воспроизводства оказалась весьма эффективной и в условиях отсутствия сколь значимого пресса хищных рыб корюшка стала весьма многочисленна в структуре сообщества рыб, занимая доминирующее место в пелагиали (рис.21, 23). Ожидалось, что увеличение численности корюшки

должно привести к снижению ее размеров (возврат к сетковому типу), однако этого не произошло. Широкий пищевой спектр и переход на хищничество позволяют поддерживать высокие размерно-весовые показатели рыб данного вида. Отдельные экземпляры рыб могут достигать массы более 200 г. Средние размеры корюшки плеса Бабинской Имандры и южной части Йокостровского плеса (Узкая Салма) в 2011 г. были выше 30 г и 15 см (рис.24).

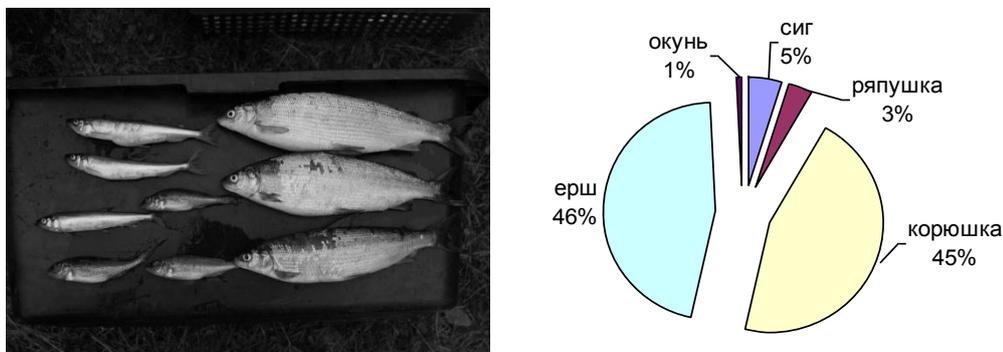


Рис.23. Представители ихтиофауны и их соотношение в уловах оз.Имандра

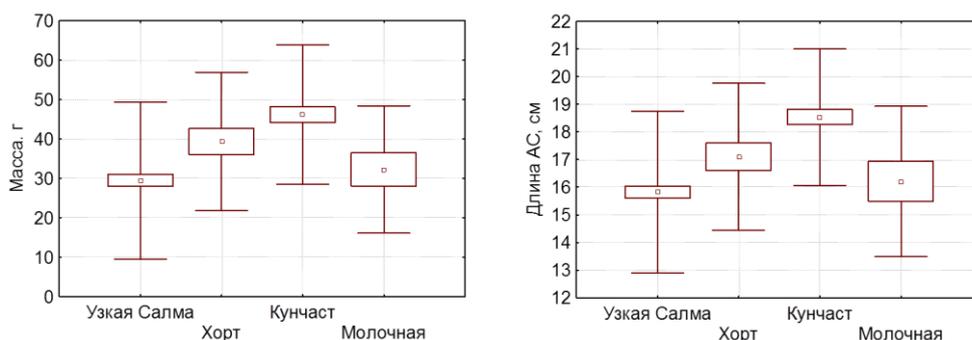


Рис.24. Размерно-весовые характеристики корюшки различных районов Йокостровской и Бабинской Имандры в 2011 г.

Сейчас сложно сказать однозначно, является ли современная форма корюшки следствием перехода ее из аборигенной карликовой формы (сетка) или же это инвазийная форма, появившаяся в оз.Имандра вследствие расселения некогда акклиматизированной в Верхнетуломском водохранилище корюшки из Карелии. Корюшка, широко распространенная в оз.Имандра, в настоящее время отмечается и в ряде придаточных водоемов, например в оз.Пермусозеро. Аналогичные примеры распространения корюшки отмечены и для бассейна р.Кола, в которую она проникла из Верхнетуломского водохранилища. Многими авторами неоднократно отмечались факты саморасселения корюшки как в водоемах Карелии, так и в других водоемах европейской части России. В Карелии в 1949 г. корюшка из Сундозера проникла в соседнее Пяозеро, быстро размножилась в нем и стала одной из наиболее массовых рыб (Озера Карелии, 1959).

Наряду с высокой численностью представителей корюшковых, для ряда

районов оз.Имандра достаточно высокой в уловах становится доля окуня (рис.21). В особенности это касается южной части Йокостровского плеса и Бабинской Имандры. Это связано с большим количеством благоприятных для его нереста районов в многочисленных придаточных мелководных озерно-речных системах. В то же время для щуки, очевидно, данные условия воспроизводства, ввиду флуктуаций гидрологического режима вод, не столь благоприятны.

Недавние исследования северной части акватории плеса Большая Имандра (губа Куреньга) и водоемов его придаточной системы (в частности, оз.Пермусозеро) также показали значительные перестройки в структуре ихтиофауны. Доминирующими в уловах видами являлись корюшка и ерш. Отдельные виды, отмеченные в уловах, встречались единично (окунь, ряпушка, сиг). Сиг был представлен, главным образом, крупными особями (рис.23) малотычинковой формы со средними размерами 27.7 (от 13.8 до 33.6) см и массой 314 (от 28 до 446) г.

Возраст наиболее крупных особей не превышал пяти лет. Отдельные экземпляры ряпушки в выборке варьировали от 11 до 27 г по массе (среднее 16 г) и от 10.6 до 14 см по длине (среднее 12.1 см) в возрасте 1+-2+. Наиболее многочисленными в уловах являлись европейская корюшка и обыкновенный ерш. Основу выборки корюшки составляли особи массой 25-35 г, длиной 16-18 см (рис.25), при этом средние размеры рыб данного вида достигали 34 г и 16.1 см соответственно. Возраст наиболее массовой части выборки составил три года (2+), не превышая пяти лет у самых крупных особей.

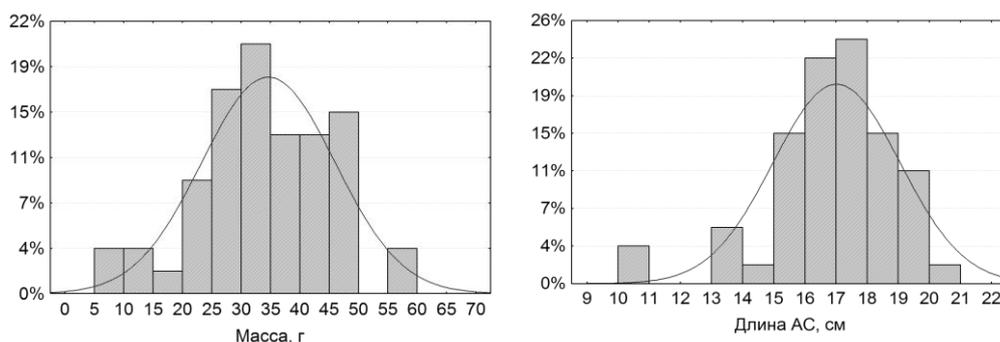


Рис.25. Размерно-весовое распределение корюшки оз.Имандра (губа Куреньга)

Ерш был представлен рыбами массой 16-34 (среднее 23 г) длиной 10.7-13.5 (среднее 12 см). Размерно-весовые показатели наиболее массовой части выборки составляли 20-24 г и 11-12.5 см. Возраст наиболее крупных особей ерша не превышал пяти лет.

В оз.Пермусозеро, несмотря на относительно высокое видовое разнообразие, по-видимому, в рыбной части сообщества доминирует ерш. Причем в водоеме он достигает значительных для вида размеров (рис.26). Возраст наиболее крупных особей массой 56 г и длиной 16.6 см при этом составляет пять лет (4+).

Для ряда водоемов бассейна р.Кола (озера Кахозеро и Колозеро) также были отмечены структурные перестройки в составе рыбной части сообществ. К примеру, в оз.Кахозеро, расположенном в непосредственной близости отвалов предприятия ОАО «Олкон», по последним данным, обитает 7 видов рыб, из которых наиболее массовыми являются ряпушка и окунь. Щука, сиг и налим в уловах были представлены единичными особями (рис.27).

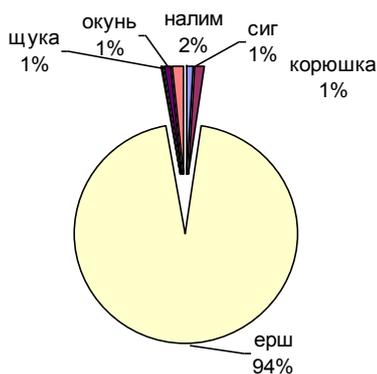
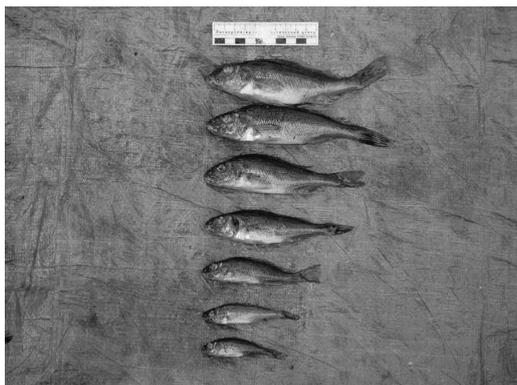


Рис.26. Ерш оз.Пермусозеро и соотношение рыб в уловах

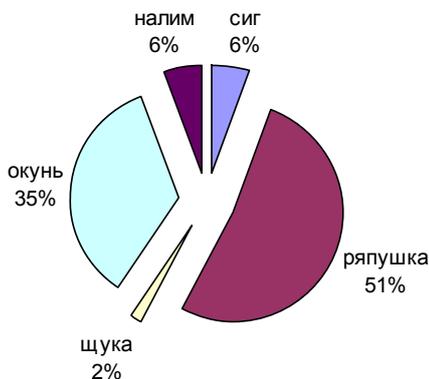


Рис.27. Выборка и соотношение рыб в уловах оз.Кахозеро

Ряпушка оз.Кахозеро имеет средние размеры 14.1 см и массу 25 г. В целом размерно-весовые показатели рыб данного вида варьировали в пределах 9.2-20.6 см и 6-63 г соответственно. Длина и масса основной части рыб не превышает 10 см и 10 г (рис.28). Возрастное распределение ряпушки характеризовалось доминированием двух- и четырехлетних особей, на долю которых приходится более 50% особей выборки (рис.29). Также необходимо отметить достаточно высокие размеры ряпушки в водоеме (рис.29). Аналогичная особенность рыб данного вида была зарегистрирована в оз.Ковдор (бассейн р.Ёна), в зоне деятельности предприятия «Ковдорский ГОК». Очевидно, что при отсутствии серьезного пресса со стороны хищников и благоприятных кормовых условиях ряпушка, как короткоциклового вида, за счет более высоких темпов роста достигает значительных размеров.

Похожие явления отмечены и для другого вида – обыкновенного ерша оз.Колозеро. Это достаточно крупное озеро, однако, несмотря на размеры, ихтиофауна водоема относительно бедна, а доминирующими видами являются корюшка и ерш. Сиг, ряпушка, окунь были отмечены единично (рис.30). Масса и размеры сига, представленного главным образом четырехлетними особями, варьировали от 83 до 528 г и от 17.9 до 35 см, в среднем составив 353 г и 28.9 см.

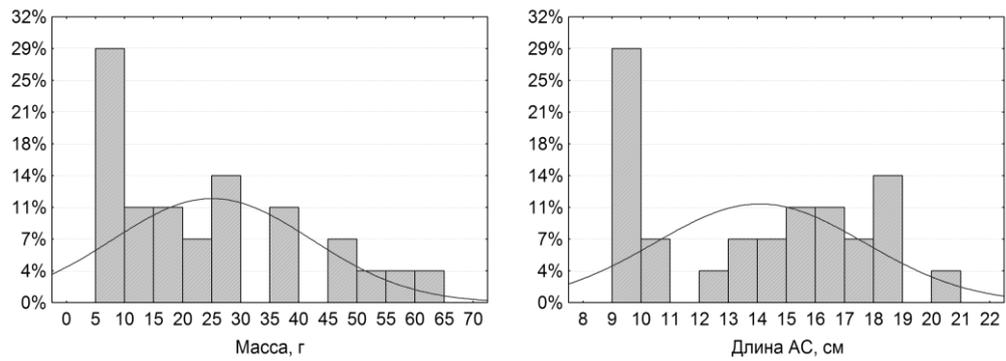


Рис.28. Размерно-весовые показатели ряпушки оз.Каховеро

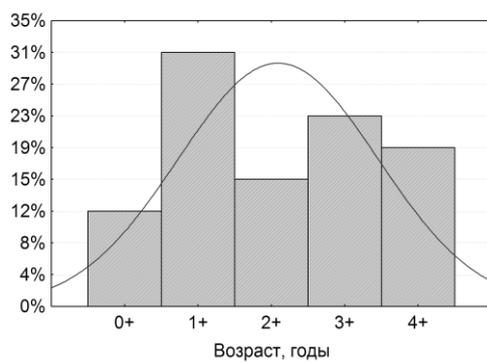


Рис.29. Возрастное распределение и размерный ряд ряпушки оз. Каховеро

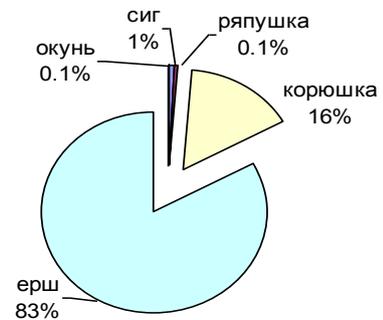
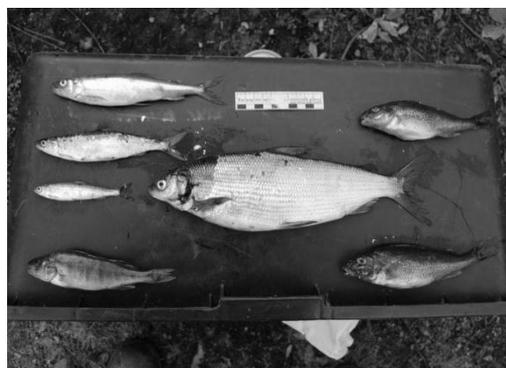


Рис.30. Выборка и соотношение рыб в уловах оз.Колозеро

В размерно-весовом распределении корюшки оз.Колозеро было отмечено доминирование рыб массой 15-25 и 35-50 г и длиной 12-15 и 16-18 см соответственно (рис.31). Среднее значение массы рыб не превышало 37 г, длины – 16.3 см. Возраст корюшки в уловах достигает пяти лет, но основу популяции составляют возрастные группы 2+-3+.

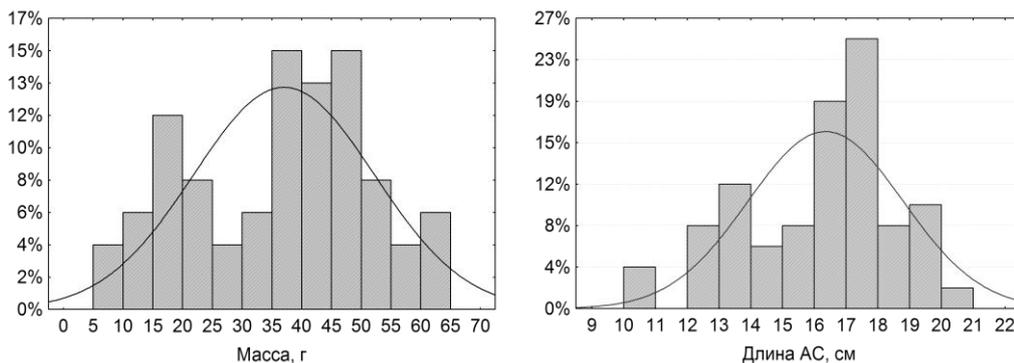


Рис.31. Размерно-весовое распределение корюшки оз.Колозеро

Ерш в выборке данного водоема был наиболее многочисленным, причем необходимо отметить, что его размерно-весовые показатели одни из самых высоких в Мурманской области. Отдельные экземпляры имели длину около 20 см при массе около 100 г (рис.32). В целом средние показатели массы и линейных размеров ерша достигали 54 г и 14.5 см. Максимальный возраст рыб (9+) отмечен у особей, не имеющих максимальных размеров в выборке, что связано с различиями в темпах роста.



Рис.32. Ерши оз.Колозеро

В оз.Кахозеро, расположенном выше по течению от оз.Колозеро, в настоящее время корюшка не была нами зарегистрирована. Можно предположить, что здесь отсутствуют благоприятные условия для ее обитания и воспроизводства. Тем не менее, в этом водоеме широко распространена крупная ряпушка, что обусловлено благоприятными кормовыми условиями. К примеру, биомасса фитопланктона в верхнем слое воды в данном водоеме составляет  $3.16 \text{ г/м}^3$ , а в оз.Колозеро –  $0.77 \text{ г/м}^3$ . Вместе с тем, условия для нагула окуня, очевидно, менее благоприятны и, несмотря на относительно высокую численность, он представлен тугорослыми особями. Озера Пермусозеро и Колозеро характеризуются доминированием в составе ихтиоценозов ерша (представителя сем.

окуневых). По-видимому, данный вид более адаптирован к сложившимся условиям. Являясь бентофагом, ерш в отсутствие прессы хищных видов успешно конкурирует за кормовые ресурсы с другими видами. Причем в указанных водоемах он достигает значительных для вида размеров, что позволяет ему самому переходить на хищничество.

Таким образом, в настоящее время проблема трансформации рыбной части сообществ эвтрофируемых водоемов проявляется и в водоемах Мурманской области. Как правило, для водоемов северных широт с небогатой

кормовой базой, холодным водами и коротким периодом вегетации обычно встречаются рыбы-бентофаги и планктофаги и три-четыре вида хищных рыб. Рыбы-фитофаги встречаются редко. Для таких водоемов характерны короткие пищевые цепи. Хищники обычно имеют узкий пищевой спектр с преобладанием нескольких наиболее массовых видов-жертв. Особенности гидрологического режима в этих водоемах и бедность кормовой базы обуславливают низкий темп роста и полового созревания рыб, большинство видов имеют длинный жизненный цикл и многовозрастную структуру популяции. Изменения факторов среды по годам определяют непостоянство состава пищи, ритмики откорма и колебания величины годовых рационов, а также годовых приростов, пропуски нереста, колебания урожайности поколений, в связи с чем отмечаются значительные флуктуации численности как видов-жертв, так и хищников. Устойчивость таких экосистем достигается обилием у некоторых видов экологических форм с разной специализацией в питании (Решетников и др., 1982).

В условиях эвтрофирования лососевые и сиговые рыбы первоначально имеют улучшение условий для роста и нагула. Однако условия их воспроизводства изменяются не в лучшую сторону в связи с ухудшением кислородного режима в зимний период, усиленным заилением грунтов, в период инкубации может происходить повышенная гибель икры лососевых и сиговых, нерестящихся в озере, качество вод для них в период нереста и инкубации икры является особенно критичным. Ситуация резко ухудшается снижением уровня воды в зимний период, величина которого может достигать нескольких метров. Рыбы с весенним нерестом (окуневые, корюшковые, щуковые и карповые) с коротким сроком инкубации икры получают предпочтение в выживании при эвтрофировании водоема. Однако в условиях оз.Имандра преимущество получает только один весенненерестящийся вид – корюшка, которая в притоках избегает негативного влияния зимней сработки воды. Массовому развитию корюшки способствует и то обстоятельство, что хищные виды в специфических условиях оз.Имандра не в состоянии оказать ей какую-либо конкуренцию. Ранний переход корюшки на хищничество и массовое уничтожение ею молоди других видов еще больше усугубляет проблему их воспроизводства в озере. Общая тенденция изменения структуры сообщества проявляется в замене крупных и длиннопериодических форм на мелкие, рано созревающие и короткоцикловые виды. Среди рыб преимущество в выживании получают планктофаги и виды с весенним икрометанием, что отмечается для озер центральной части Мурманской области. Усиление процессов эвтрофирования водоемов приводит к замене лососевых и сиговых видов окуневыми, корюшковыми и карповыми.

Следует отметить, что водоемы центральной части Мурманской области за счет развитой дорожной сети, более высокой плотности населения подвержены интенсивной промысловой нагрузке, в том числе и неконтролируемому лову. Как правило, в результате такого влияния из экосистем изымаются более ценные виды (лососевые, сиговые, крупные хищники).

## **Заключение**

Несмотря на небольшие размеры территории Мурманской области, здесь расположено большое количество водоемов, отличающихся происхождением, морфологией и многообразием условий обитания. Изучение ихтиофауны водоемов региона имеет достаточно длительную историю, но, вместе с тем, в ходе наших исследований для ряда водоемов были впервые получены материалы по составу фауны рыб и особенностям функционирования их отдельных популяций. Установлено, что в настоящее время в водоемах зоны тайги, наряду

с деградационными изменениями показателей состояния организмов и популяций рыб, осуществляются глубокие структурно-функциональные перестройки рыбной части сообществ в целом. Происходит смена доминирования длинноцикловых лососевых и сиговых видов на короткоцикловые. Эти изменения совершаются на фоне усиления процессов эвтрофирования вод, увеличения их токсичности, в силу накопления в водоемах загрязняющих веществ, снижения стабильности климатических систем, распространения в экосистемах чужеродных видов. В большей степени выражены эти процессы в центральной, наиболее индустриально развитой части Мурманской области.

Вместе с тем, и для относительно благополучных с точки зрения антропогенной нагрузки районов региона (бассейн р.Поной) регистрируются аналогичные процессы смены доминирующих видов в ихтиоценозах водоемов. Причем в отсутствие корюшковых сиговых замещают представители карповых и окуневых видов. Причинами подобных явлений могут быть природные особенности водоемов, а также региональные климатические перестройки последнего десятилетия. Кроме того, достаточно мелкие и мелководные водоемы Понойской депрессии в большей степени подвержены процессам естественного старения. Серьезный вклад в поддержание численности сиговых рыб вносит хорошо развитая озерно-речная сеть притоков различного уровня в пределах бассейна р.Поной. В условиях нормального воспроизводства сиговых структурные перестройки рыбной части сообществ этих водоемов будут определяться эффективностью использования имеющихся ресурсов различными видами. То же можно сказать и о других крупных речных системах Мурманской области (Тулома, Воронья, Варзуга, Умба).

Процессы структурных перестроек в настоящее время не затрагивают территории тундровых зон региона, характеризующихся водоемами с небогатой фауной рыб, представленных в основном лососевыми видами (арктический голец, кумжа). В таких озерах структура ихтиоценозов, вероятно, может оставаться без изменений достаточно долго в масштабах естественных процессов эволюции водоемов.

Таким образом, в настоящее время в водоемах Мурманской области идут глубокие структурно-функциональные перестройки, затрагивающие и рыбную часть их населения и приводящие к снижению их ресурсного потенциала. Это свидетельствует о неэффективности сложившейся системы управления водными и биологическими ресурсами региона, что требует неотлагательных мер по ее пересмотру. Прежде всего это касается крупнейшего водоема области – озера Имандра. Совершенно очевидно, что неэффективность промыслового изъятия корюшки и отсутствие каких-либо рыбоводных мероприятий создает здесь реальную угрозу полного исчезновения лососевых и сиговых видов рыб. Необходимо пересмотреть правила регулирования уровня режима озера, снизить на него техногенную нагрузку. Требуются мелиоративные мероприятия по созданию искусственных нерестилищ и возобновление работы Пиренгского рыбоводного завода по воспроизводству запасов сига, арктического гольца и кумжи. В полной мере это относится и к другим водоемам Мурманской области.

## Литература

Аверинцев В.Г. Адаптивные особенности кумжи, гольца и щуки в верховьях рек Восточная Лица и Варзина / В.Г.Аверинцев, Б.Ф.Прищепа // Адаптация и эволюция животного населения полярных морей в условиях океанического перигляциала. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1999. С. 120-125.

Аверинцев В.Г. Лососевые речных систем // Ихтиофауна малых рек и озер Восточного Мурмана: биология, экология, биоресурсы. Апатиты:

Изд. КНЦ РАН, 2005. С. 47-122.

Азбелев В.В. Материалы по биологии семги Кольского полуострова и ее выживаемости // Тр. ПИНРО. 1960. Вып.12. С. 5-70.

Алеев В.Р. Поездка на рр. Поной и Варзугу в 1912 г. // Материалы к созданию русского рыболовства. Пг., 1914. Т.Ш, вып.9. С. 15-78.

Алексеев М.Ю. Динамика популяций семги (*Salmo salar* L.) рек Кольского полуострова: дис. ... канд. биол. наук. М., 2004. 145 с.

Антропогенное эвтрофирование озер. М.: Наука, 1976. 200 с.

Антропогенное эвтрофирование Ладожского озера. Л.: Наука, 1982. 304 с.

Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра / под ред. Т.И.Моисеенко. М.: Наука, 2002. 403 с.

Атлас пресноводных рыб России / под ред. Ю.С.Решетникова. М.: Наука, 2003. Т.1. 379 с.; Т.2. 253 с.

Берг Л.С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. М.: Изд-во АН СССР, 1948-1949. Ч. I-III. 1381 с.

Берг Л.С. Рыбы Кольского полуострова / Л.С.Берг, И.Ф.Правдин. // Изв. ВНИОРХ. Л.: 1948. Т.ХХVI, вып.2. 267 с.

Берестовский Е.Г. Европейский хариус *Thymallus thymallus* L. тундровых озер / Е.Г.Берестовский, А.А.Фролов // Ихтиофауна малых рек и озер Восточного Мурмана: биология, экология, биоресурсы. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2005а. С. 170-186.

Берестовский Е.Г. К биологии речного окуня *Perca fluviatilis* L. малых озер / Е.Г.Берестовский, А.А.Фролов // Ихтиофауна малых рек и озер Восточного Мурмана: биология, экология, биоресурсы. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2005б. С. 207-213.

Берестовский Е.Г. Щука *Esox lucius* L. малых озер Восточного Мурмана: биология, содержание каротиноидов / Е.Г. Берестовский, И.А.Ерохина // Ихтиофауна малых рек и озер Восточного Мурмана: биология, экология, биоресурсы. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2005. С. 190-207.

Болотова Н.Л. Изменения рыбной части сообщества и уловов при эвтрофировании крупного северного озера / Н.Л.Болотова и др. // Вопросы ихтиологии. 1996. Т.36, №4. С. 470-480.

Буяновская А.А. Проблема антропогенного эвтрофирования в Академии наук СССР // Антропогенное эвтрофирование природных вод. Черноголовка, 1977. Т.1. С.7-12.

Веселов А.Е. Нерестово-выростной фонд атлантического лосося реки Варзуги / А.Е.Веселов и др. // Биология, воспроизводство и состояние запасов анадромных и пресноводных рыб Кольского полуострова. Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2004. С. 5-26.

Винберг Г.Г. Итоги исследований пресноводных сообществ всех трофических уровней // Ресурсы биосферы. Л.: Наука, 1976. Вып.2. С. 145-157.

Владимирская М.И. Рыбы озер центральной части Кольского полуострова // Отчет фондов Лапландского государственного заповедника. 1951. 130 с.

Владимирская М.И. Сиги бассейна оз. Имандра // Вопр. ихтиологии. 1956. Вып.6. С. 136-148.

Владимирская М.И. Хариус из озер северо-западного участка бассейна озера Имандра // Зоол. журн. 1957. Т.36, №.5. С. 729-736.

Владимирская М.И. Рыба Имандры вызывает о помощи // Живая Арктика. 2002. № 1. С. 60-63.

Галкин Г.Г. Ихтиофауна водохранилищ и озер Мурманской области / Г.Г.Галкин и др. // Рыбы Мурманской области. Условия обитания, жизнь и промысел. Мурманск: Изд-во ПИНРО, 1966. С. 177-193.

Галкин Г.Г. Рыбохозяйственное значение основных промысловых водоемов Мурманской области / Г.Г.Галкин и др. // Рыбы Мурманской области. Условия

обитания, жизнь и промысел. Мурманск: Изд-во ПИНРО, 1966. С. 194-208.

Гринюк И.Н. Промысел, воспроизводство и прогнозирование численности нерестового стада семги р.Поной // Биология промысловых рыб внутренних водоемов северной части европейской территории СССР. Мурманск, 1977. С. 156-182.

Денисов Д.Б. Особенности водорослевых сообществ некоторых водоемов Кольского полуострова // Экологические проблемы северных регионов и пути их решения: тез. докл. Всеросс. конф. с междунар. участием (Апатиты 4-8 октября 2010 г.). Апатиты, 2010а. Ч.1. С. 176-179.

Денисов Д.Б. Содержание хлорофиллов и биомасса фитопланктона в разнотипных водоемах Кольского полуострова // Современные проблемы гидробиологии: тез. докл. междунар. конф. (11-15 октября 2010 г.). СПб., 2010б. С. 58-59.

Денисов Д.Б. Экологические особенности водорослевых сообществ разнотипных субарктических водоемов // Вестник Кольского научного центра РАН. 2010в. № 1. С. 48-55.

Жаков Л.А. Формирование и структура рыбного населения озер Северо-Запада СССР. М., 1984. 144 с.

Известия Всесоюзного научно-исследовательского института озерного и речного рыбного хозяйства. Л., 1956. Т.XLVI. 65 с.

Исаченко В.Л. Исследования семги и ее промысла и выяснение в реках Севера мест, пригодных для проведения мероприятий по искусственному ее разведению // Изв. Ленингр. науч.-исслед. ихтиол. ин-та. 1931. Т.13, вып.2. С. 31-59.

Казаков Р.В. Атлантический лосось реки Варзуги / Р.В.Казаков и др. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 108 с.

Калюжин С.М. Атлантический лосось Белого моря: проблемы воспроизводства и эксплуатации. Петрозаводск: ПетроПресс, 2003. 264 с.

Карамушко О.В. Ихтиофауна пресных вод Мурмана / О.В.Карамушко, Е.Г.Берестовский // Ихтиофауна малых рек и озер Восточного Мурмана: биология, экология, биоресурсы. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2005. С. 36-42.

Кашулин Н.А. Рыбы пресных вод Субарктики как биоиндикаторы техногенного загрязнения / Н.А.Кашулин и др. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1999. 142 с.

Кашулин Н.А. Теоретические основы ихтиологической биоиндикации загрязнения водоемов тяжелыми металлами: дис. ... докт. биол. наук. Апатиты, 1999. 382 с.

Кашулин Н.А. Рыбы малых озер Северной Фенноскандии в условиях аэротехногенного загрязнения. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2004. 130 с.

Кашулин Н.А. Экологический каталог озер Мурманской области. Северо-западная часть Мурманской области и приграничные территории сопредельных стран / Н.А.Кашулин и др. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2009. Ч.1. 226 с.

Кашулин Н.А. Аннотированный экологический каталог озер Мурманской области: восточная часть Мурманской области (бассейн Баренцева моря) / Н.А.Кашулин и др. Апатиты. Изд. КНЦ РАН, 2009. 364 с.

Королева И.М. Влияние загрязнения на морфофизиологические показатели сигов *Coregonus lavaretus* в водоемах Кольского Севера: дис. ... канд. биол. наук. Апатиты, 2001. 186 с.

Крепс Г.М. Краткая характеристика рыбных промыслов на оз.Имандра / Г.М.Крепс, Ф.В.Крогиус. Л.: Изд. упр. Мурманской ж. д., 1924. 172 с.

Крогиус Ф.В. Ихтиологические работы на озере Имандра // Работы Мурманской биологической станции. 1926. Т.2. С. 150-152.

Крогиус Ф.В. Материалы по возрасту и темпу роста сига оз.Имандра //

Работы Мурманской биологической станции. 1926. Т.2. С. 77-87.

Крогиус Ф.В. Предварительный отчет о работе экспедиции на Умбозере и озере Имандра летом 1930 г. // Изв. Ленингр. науч.-исслед. ихтиол. ин-та. 1931. Т.13, вып.1. С. 45-61.

Крылова С.С. Кумжа (*Salmo trutta* L.) бассейна реки Варзина / С.С.Крылова, А.А.Лукин // Ихтиофауна малых рек и озер Восточного Мурмана: биология, экология, биоресурсы. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2005. С. 158-169.

Ксенозов Н.А. Ихтиофауна и рыбохозяйственная характеристика Ловозера // Рыбы Мурманской области. Условия обитания, жизнь и промысел. Мурманск: Изд-во ПИПРО, 1966. С. 209-212.

Лукин А.А. Патологии рыб как индикатор качества вод Кольского Севера // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского Севера. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1995. С. 105-119.

Лукин А.А. Интродукция радужной форели *Parasolmo mykiss* в озеро Имандра (Кольский полуостров) // Вопросы ихтиологии. 1998. Т.3, № 4. С. 485-491.

Мина М. В. Задачи и методы изучения роста в природных условиях // Современные проблемы ихтиологии. М.: Наука, 1981. С. 177-195.

Моисеенко Т.И. Ихтиофауна озера Имандра // Экосистема озера Имандра под влиянием техногенного загрязнения / Кольский филиал АН СССР. Апатиты, 1980. С. 48-58.

Моисеенко Т.И. Изменение физиологических показателей рыб как индикатор качества водной среды // Мониторинг природной среды Кольского Севера. Апатиты: Изд. КФАН СССР, 1984. С. 51-57.

Моисеенко Т.И. Антропогенные преобразования водных экосистем Кольского Севера / Т.И.Моисеенко, В.А.Яковлев. Л.: Наука, 1990. 220 с.

Моисеенко Т.И. Сиг как тест-объект для биоиндикации качества вод озер Крайнего Севера / Т.И.Моисеенко и др. // Современные проблемы сиговых рыб. Владивосток, 1991. С.213-224.

Моисеенко Т.И. Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1997. 261 с.

Моисеенко Т.И. Изменение стратегии жизненного цикла рыб под воздействием хронического загрязнения вод // Экология. 2002. № 1. С. 50-60.

Муравейко В.М. Стальноголовый лосось в реках Восточного Мурмана / В.М.Муравейко и др. // Виды-вселенцы в европейских морях России. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2000. С. 269-272.

Науменко М.А. Эвтрофирование озер и водохранилищ: учеб. пособие. СПб.: Изд-во РГГМУ, 2007. 100 с.

Озера Карелии: Природа, рыбы и рыбное хозяйство. Петрозаводск: Карелия, 1959. 618 с.

Паллон Л.О. Ихтиологический очерк оз. Умбозера // Материалы к изучению вод Кольского полуострова / Кольская науч.-исслед. база АН СССР. Сб.1. 1940. С. 192-207.

Петров В.В. Ихтиофауна озер Монче- и Волчьей тундр // Труды отдела гидрологии ЛУГМС. 1935а. Т.1. С. 42-51.

Петров В.В. Промысловые рыбы Кольского полуострова // Карело-Мурманский край. Мурманск, 1935б. С. 12-18.

Правдин И.Ф. Сиги водоемов Карело-Финской ССР. М.-Л., 1954. 324 с.

Правдин И.Ф. Сиги Ловозера (бассейн Баренцева моря) // Учен. зап. Петрозавод. ун-та. 1957. Т.7, вып. 3. С. 158-170.

Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. М.: Пищ. пром-сть, 1966. 456 с.

Решетников Ю.С. О систематическом положении сигов Лапландии //

- Отчет фондов Лапландского гос. заповедника. 1962. 20 с.
- Решетников Ю.С. Питание разных внутривидовых форм сига из разных озер Лапландского заповедника // Вопросы ихтиологии. 1964. Т.4, № 4. С. 679-694.
- Решетников Ю.С. Особенности роста и созревания сегов в водоемах Севера // Закономерности динамики численности рыб Белого моря и его бассейна. М.: Наука, 1966. С. 93-155.
- Решетников Ю.С. Экология и систематика сиговых рыб. М., 1980. 301 с.
- Решетников Ю.С. Изменение структуры рыбного населения эвтрофируемого водоема / Ю.С.Решетников и др. М.: Наука, 1982. 234 с.
- Рихтер Г.Д. Очерки исследований оз. Имандра // Работы Мурманской биол. станции. Мурманск, 1926а. Т.2. С. 32-68.
- Рихтер Г.Д. Предварительный отчет о работах Имандровской экспедиции Мурманской биологической станции // Работы Мурман. биол. станции. Мурманск, 1926б. Т.2. С. 4-7.
- Рихтер Г.Д. Предварительный отчет о работах Имандровской экспедиции Мурманской биологической станции / Г.Д.Рихтер и др. Мурманск, 1926. Т.2. С. 121-158.
- Рихтер Г.Д. Обзор работы Имандровской экспедиции за 1924-1926 гг. Л.: Изд. Упр. Мурман. ж.д., 1927. 136 с.
- Рихтер Г.Д. Физико-географический очерк озера Имандра и его бассейна // Труды ГЭНИИ при ЛГУ. 1934. 144 с.
- Россолимо Л.Л. Изменение лимнических экосистем под воздействием антропогенного фактора. М.: Наука, 1977. 144 с.
- Рыбохозяйственные исследования Верхнетуломского и Серебрянского водохранилищ Мурманской области. Мурманск: ПИНРО, 1985. 174 с.
- Сметанин М.М. О методах определения возраста рыб (обзор) / М.М.Сметанин и др. // Биология внутренних вод. 2002. № 2. С.15-19.
- Смирнов А.Ф. Рыбы озера Имандры // Рыбы озер Кольского полуострова. Петрозаводск, 1977. 96 с.
- Смирнова А.Ф. Успешная акклиматизация ряпушки в озере Канентъявр / А.Ф.Смирнова, О.Н.Ермакова // Рыбы озер Кольского полуострова. Петрозаводск, 1977. С. 22-30.
- Сурков С.С. Общая характеристика особенностей видового состава ихтиофауны Мурманской области // Рыбы Мурманской области. Условия обитания, жизнь и промысел. Мурманск: Изд-во ПИНРО, 1966. С. 147-151.
- Терентьев П.М. Особенности динамики популяций рыб в водоемах Кольского Севера в условиях их аэротехногенного загрязнения: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Петрозаводск, 2005. 28 с.
- Шапошникова Г.Х. Материалы по питанию рыб озер Имандры и Умбозера // Материалы к изучению вод Кольского полуострова / Кольская науч.-исслед. база АН СССР. 1940. Сб.1. С. 219-242.
- Шарова Ю.Н. Особенности функционирования системы воспроизводства рыб Кольского Севера в условиях техногенного загрязнения: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Петрозаводск, 2000. 26 с.
- Amundsen P.A. Heavy metal contamination and the fish communities in the Pasvik River System / P.A.Amundsen, F.Staldivik // Report Norges Fiskerihogskole, University of Tromso. 1993. 49 p.
- Amundsen P.-A. Invasion of vendace (*Coregonus albula*) in a subarctic watercourse / P.A.Amundsen et al. // Biological Conservation. 1999. P. 405-413.
- Bøhn T. Effects of invading vendace (*Coregonus albula* L.) on species composition and body size in two zooplankton communities of the Pasvik River System, northern

- Norway / T. Bøhn, P.-A. Amundsen / J. Plankton Res. 20. 1998. P. 243-256.
- Diana J.S. Timing and magnitude of energy deposition and loss in the body liver, and gonads of northern pike, *Esox lucius* / J.S. Diana, W.C. Mackay // J. Fish Res. Board Can. 1979. Vol.36. P. 481-487.
- Diana J.S. Growth, maturation and production of northern pike of three Michigan lakes // Trans. Am. Fish. Soc. 1983. Vol.112. P. 38-46.
- Eggan A.G. Kartlegging av utredelsen av ferskvannsfisk i Norge / A.G. Eggan, B.O. Johnsen // Direktoratet forvilt og ferskvannsfisk. Del 1 Kommunevis utredelse (Forelopig rapport). 1983. 84 p
- Holcik J. The freshwater fishes of Europe // AULA-Verlag Weis-baden. Vol.I, part 1: Petromyzontyformnes. 1986. 313 p.
- Jeppesen E. Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function / E. Jeppesen et al. // Hydrobiol. 2010. Vol.646, № 1. P. 73-90.
- Kokfelt U. Wetland development, permafrost history and nutrient cycling inferred from late Holocene peat and lake sediment records in subarctic Sweden / U. Kokfelt et al. // J. Paleolimnol. 2010. Vol.44, № 1. P. 327-342.
- Meriläinen J.J. Importance of diffuse nutrient loading and lake level changes to the eutrophication of an originally oligotrophic boreal lake: a palaeolimnological diatom and chironomid analysis / J.J. Meriläinen et al. // J. Paleolimnol. 2000. Vol.24, № 3. P. 251-270.
- Moiseenko T.I. Eutrophication of surface water in the Arctic region / T.I. Moiseenko et al. // Water Res. 2001. Vol.28, № 3. P. 307-316.
- Mutenia A. Recent changes in the fishery on Lake Inari, Finland / A. Mutenia, M. Ahonen // Management of freshwater fisheries. Pudoc, Wageningen, 1990. P. 101-111.
- Mutenia A. The vendace (*Coregonus albula* L.), a new species in the fish community and fisheries of Lake Inari / A. Mutenia, E. Salonen // Biology and management of coregonid fishes / T.N. Todd and M. Luczynski (eds.). 1990. Vol.39, N. 3-4. P. 797-805.
- Mutenia A. The vendace (*Coregonus albula* L.), a new species in the fish community and fisheries of Lake Inari / A. Mutenia, E. Salonen // Pol. Arch. Hydrobiol. 1992. Vol.39 (3,4). P. 583-591.
- Mutenia A. Rehabilitation of the fisheries of Lake Inari, northern Finland / A. Mutenia, E. Salonen // Rehabilitation of freshwater fisheries. Fishing News Book / Hull International Fisheries Institute, University of Hull, 1994. P. 280-288.
- Nilsson N.-A., Food and habitat of the fish community of the offshore region of Lake Vänern, Sweden // Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm. 1979. Vol.58. P. 126-129.
- Noest T. Impact of pollution on freshwater communities in the border region between Russia and Norway. I. Preliminary study in 1990 / T. Noest et al. // NINA Scient. Report. 1991. № 26. P. 1-41.
- Pethon P. Aschehougs store Fiskebok. Stockholm, 1989. 447 p.
- State of the Environment in the Norwegian, Finnish and Russian Border Area / K. Stebel, G.N. Christensen, J. Derome and I. Grekelä (eds) // The Finnish Environment. 2007. Vol.6. 88 p.
- Svärdson G., Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes // Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm. 1976. Vol.55. P. 144-171.
- Toivonen J. Inarin ja sen Lahijarvien Kaapiosioista. Helsinki, Maataloushallituksen Kalataloudellinen Tutkimustoimisto, 1960. Vol.12. P. 1-45.
- Vandysh O.I. The effect of thermal flow of large power facilities on zooplankton community under subarctic conditions // Water Res. 2001. Vol.36, № 3. P. 310-318.
- Winfield I.J. The Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) populations of Windermere, UK: population trends associated with eutrophication, climate change and increased abundance of roach (*Rutilus rutilus*) / I.J. Winfield et al. // Environmental Biology of Fishes. 2008. Vol.83, № 1. P. 25-35.
- Wootton R.J. Ecology of Teleost Fishes // Symp. Zool. Soc. London: Chapman and

Hall, 1990. Vol.44. P. 133-159.

*Сведения об авторах*

**Терентьев Петр Михайлович,**

кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Кашулин Николай Александрович,**

доктор биологических наук, заведующий лабораторией «Водные экосистемы» Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Terentjev Pyotr Mikhaylovich,**

PhD(Bio), Senior Research Fellow of Institute of the North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

**Kashulin Nikolay Alexandrovich,**

Dr.Sci.(Bio), Head of the Water Ecosystem Laboratory of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

УДК 574.52

**И.М.Королева, С.А.Валькова, О.И.Вандыш, Д.Б.Денисов, П.М.Терентьев,  
С.С.Сандимиров, В.А.Даувальтер, Н.А.Кашулин**

## **СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ ОЗЕРА КОВДОР И ХАРАКТЕРИСТИКА РЫБНОЙ ЧАСТИ ЕГО НАСЕЛЕНИЯ**

### **Аннотация**

Представлены материалы по состоянию биоты озера Ковдор (Мурманская область), испытывающего влияние стоков Ковдорского горно-обогатительного комбината и хозяйственно-бытовых сточных вод одноименного города. По химическому составу воды озера относятся к сульфатному классу, по гидробиологическим показателям к  $\beta$ -мезосапробному типу. В условиях антропогенного эвтрофирования и субтоксичного загрязнения наблюдаются высокие структурно-функциональные показатели сообществ всех трофических уровней, выявлена популяция европейской ряпушки с предельными для мелкой формы размерами.

### **Ключевые слова:**

*качество вод, антропогенное эвтрофирование, сообщества гидробионтов, сиг, ряпушка, Северная Фенноскандия.*

**I.M.Koroleva, S.A.Valkova, O.I.Vandysh, D.B.Denisov, P.M.Terentjev,  
S.S.Sandimirov, V.A.Dauvalter, N.A.Kashulin**

## **THE STATE OF LAKE KOVDOR ECOSYSTEM AND CHARACTERISTICS OF ITS FISH COMMUNITY**

### **Abstract**

The materials on the biota of Lake Kovdor (The Murmansk region), affected by the Kovdor's mining Plant wastewater and domestic sewage are given. According to the chemical composition, the Lake water belongs to sulfate class, according to the hydrobiological parameters – to  $\beta$ -mesosaprobic type. Anthropogenic eutrophication and subtoxicological pollution result in the high structural-functional characteristics of communities of all trofic levels. Population of European vendace with size limit for small forms.

### **Key words:**

*water quality, anthropogenic eutrophication, hydrobiological community, whitefish, vendace,*

## Введение

Пресноводные водоемы Мурманской области претерпевают значительные изменения естественного гидрологического, гидрохимического и гидробиологических режимов. (Антропогенные модификации ..., 2002; Антропогенные изменения ..., 2005; Кашулин, 2004). Причинами таких трансформаций является многофакторное антропогенное воздействие на окружающую среду региона и климатические изменения. Их совместное воздействие обуславливает возрастание токсичности воды и интенсификацию их антропогенного эвтрофирования. Наиболее выражены эти процессы вблизи крупных горноперерабатывающих и металлургических комплексов.

Озеро Ковдор является приемником сточных вод Ковдорского горно-обогатительного комбината и хозяйственно-бытовых стоков одноименного города. Также в водоем попадают с талыми и дождевыми водами отработанные горюче-смазочные материалы и нефтепродукты с расположенного на берегу озера железнодорожного узла. Водоем используется населением в рекреационных целях. В результате интенсивного поступления биогенов озеро перешло из олиготрофного состояния в эвтрофное. Несмотря на присутствие в воде неорганических и органических загрязняющих веществ, в озере наблюдаются высокие показатели численности и биомассы всех звеньев гидробиоценоза. Видовой состав рыбной части сообщества насчитывает 8 таксонов. Особый интерес представляет популяция европейской ряпушки, чьи размерно-весовые характеристики превышают показатели, типичные для широко распространенной в озерах и водохранилищах Кольского полуострова мелкой формы.

## Материал и методика исследований

Комплексные исследования озерно-речной системы р.Ковдора, включая само оз.Ковдор проводилось в период с 1997 по 2009 гг.

Отбор проб воды для *гидрохимических исследований* осуществлялся в поверхностном (на глубине 1 м) слое пластиковым батометром в полиэтиленовые бутылки.

Анализ проб воды и донных отложений выполнялся аккредитованным Центром коллективного пользования физико-химических методов анализа ИППЭС КНЦ РАН (аттестат аккредитации № РОСС RU.00010517126) в соответствии с аттестованными методиками. Для оценки загрязнения пресноводных экосистем использовалась методика определения коэффициента загрязнения Хокансона (Håkanson, 1980), адаптированная для условий Европейской Субарктики. Коэффициент загрязнения ( $C_r$ ) подсчитывался как частное от деления концентрации элемента в поверхностном слое донных отложений (0-1 см) к фоновому значению в самой глубокой части колонки.

**Фитопланктон** (в т.ч. на содержание хлорофилла) и зоопланктон в период биологического лета отбирались стандартным батометром Рутнера емкостью 2.2 л, объем пробы составлял 1.5-2.0 л. В оз.Ковдор дополнительно оценивалось распределение фитопланктона с глубиной в интервалах 0-2 и 9-10 м. Фитоперифитон был отобран в нескольких участках литоральной зоны оз.Ковдор, а также в водотоках в районе перекатов, с каменистых субстратов посредством скребка.

**Зоопланктон.** Для определения видового состава и количественных характеристик зоопланктона производили тотальный лов сетью Апштейна (диаметр входного отверстия 20 см, размер ячеек 70 мкм) от поверхности до дна с выделением следующих слоев: поверхность-2 м; 2-5 м, 5-10 м, 10-дно, для

последующей камеральной обработки образцы фиксировали 4%-м формалином.

*Зообентос* отбирали в 2-кратной повторности в зоне литорали, на стоке озера, в зоне сброса вод с городских очистных сооружений, а также в профундальной зоне, преимущественно на песчано-каменистых и илисто-песчаных грунтах с помощью дночерпателя Экмана-Берджа с площадью захвата грунта 250 см<sup>2</sup>. Качественные сборы проводили на мелководных участках с помощью гидробиологического сачка-скребка с размером рамки 26×36 см. Для камеральной обработки образцы фиксировали в 70-градусном спирте. Систематическое положение животных определяли до рода или вида, за исключением олигохет и хирономид, которых определяли до семейства и учитывали как систематические группы. Анализ трофической структуры проводили по классификации, предложенной Яковлевым (2005).

*Обработку проб и необходимые расчеты* проводили согласно общепринятым методикам гидробиологического мониторинга (Руководство ..., 1992). Для оценки качества вод и уровня органического загрязнения по показателям сообществ водорослей был рассчитан индекс сапробности (*S*) методом Пантле и Букка в модификации Сладечека. Уровень трофности водоема определяли по классификации С.П.Китаева (1984).

*Материал по ихтиофауне* водоема (1270 экз.) собран из уловов в летне-осенний период (июнь-октябрь 2001-2008 гг.). Рыбу ловили ставными и плавными жаберными сетями из нейлонового монофиламента с размерами ячеи от 10 до 50 мм. Сетные порядки выставлялись вблизи стока озера в литоральной и профундальной зонах, на глубине от 0.5 до 14 м. При обработке улова у рыб измерялись масса, три длины, определялись пол и стадия зрелости гонад, степень наполнения желудка. Для установления возраста отбирались регистрирующие структуры (чешуя, жаберные крышки), камеральное определение проводилось по известным методикам (Мина, 1981; Правдин, 1966; Сметанин и др., 2002). Полное патологоанатомическое вскрытие выполнялось для всех видов рыб, за исключением ряпушки, частично обработанной по сокращенной схеме (определение массы, длины и пола). Анализ питания рыб проводили в соответствии с «Методическим пособием ...» (1974). Частота встречаемости (*F*, %) рассчитывалась как отношение желудков, содержащих данный кормовой объект к общему количеству желудков, доля каждого компонента пищи по массе (*P*, %) – как масса данного объекта во всех желудках к суммарной массе пищи во всех желудках. Также определялось число кормовых объектов на один желудок (*N*, экз.) и интенсивность питания – количество питающихся рыб к общему количеству рыб с просмотренными желудками. Для качественной и количественной характеристики питания исследовано 111 экземпляров рыб.

## Результаты и их обсуждение

*Район исследований и характеристика объекта.* Оз.Ковдор, входит в сложную озерно-речную систему р.Ковдора – р.Ена – р.Пиренга, располагающихся на северо-западе водосборного бассейна р.Нива. Представляет собой озеровидное расширение р.Ковдора, делящее ее на реки Верхняя Ковдора – участок выше озера и Нижняя Ковдора – ниже озера (рис.1).

Относится к группе небольших озер (площадь 0.55 км<sup>2</sup>), максимальная глубина – 18 м, длина – 2.5 км, ширина – от 50 до 400 м. Характерно развитие на дне диатомовых илов мощностью до 1.7 м. Небольшую площадь занимают песчаные отмели. Прямыми источниками загрязнения выступают стоки ОАО «Ковдорский ГОК» и ОАО «Ковдорслюда», хозяйственно-бытовые городские стоки, значительный вклад

в изменение гидрохимического состава вносит сток поллютантов с территории водосбора.



Рис.1. Картограмма исследуемого района

В оз.Ковдор и далее в р.Ниж. Ковдора осуществляется сброс хозяйственно-бытовых стоков после канализационных очистных сооружений (КОС) г.Ковдор. Качество стоков после прохождения КОС не в полной мере отвечает требованиям, предъявляемым к составу вод, отводимых в водные объекты рыбохозяйственного значения. В них наблюдались повышенные, по сравнению с природными, концентрации азота аммонийного и нитритного, фосфора, железа, а также органических соединений. В производственных, ливневых, фильтрационных водах из хвостохранилища отмечалось повышенное содержание нефтепродуктов, фосфора и железа.

В связи с тем, что в природные водные объекты осуществляется сброс недостаточно очищенных сточных вод, изменился естественный состав их вод. По сравнению с фоновыми показателями наблюдается увеличение минерализации и жесткости вод (вода из категории очень мягких перешла в категорию умеренно жестких), повышение рН (воды перешли из разряда слабокислых в подщелочные). Содержание сульфатов и фосфатов в озере превышает ПДК для водных объектов рыбохозяйственного значения.

Динамика гидрохимических показателей оз.Ковдор во многом определяется динамикой поступления сточных вод и соотношением их объемов из различных источников. В целом вода оз.Ковдор в настоящее время по классификации А.О.Алекина (1953) соответствует классу сульфатной – 86.2 мг/л. На долю сульфатов приходится 54% от общего содержания анионов, на долю гидрокарбонатов – 43% (77.3 мг/л), на долю хлоридов – 3% (4.43 мг/л). Водородный показатель вод оз.Ковдор не стабилен и за период наблюдений изменялся от 7.59 до 8.68, при фоновых значениях (р.Верх.Ковдора) 7.88 (табл.1).

Антропогенное поступление всех форм биогенных элементов в оз.Ковдор привело к значительному увеличению как их общего содержания, так и их минеральных форм (по сравнению с природным содержанием). Содержание органического вещества, оцениваемое по показателям перманганатной окисляемости, также изменяется в широком диапазоне и отражает динамику загрязнения водоема и продукционных процессов (табл.2).

Таблица 1

Содержание основных ионов, минерализация и рН воды  
в различных водоемах Ковдорского района

Показатель	Нижняя Ковдора (река)	Ковдор (озеро)					Фоновые значения
		2001 г.	2002 г.	2003 г.	2004 г.	2008 г.	
рН	<u>7.88</u> 7.65-8.13	<u>7.87</u> 7.58-8.01	<u>7.82</u> 7.73-7.89	8.68	<u>8.30</u> 8.29-8.30	<u>7.59</u> 7.16-9.54	<u>7.47</u> 7.45-7.50
Электр. 20° мкСм/см	<u>308</u> 237-449	<u>318</u> 304-326	<u>342</u> 289-389	<u>683</u> 676-695	-	-	<u>60</u> 55-70
Ca, мг/л	<u>22.5</u> 20.0-26.3	<u>23.3</u> 21.6-24.4	<u>27.8</u> 26.0-29.2	23.1	<u>20.3</u> 20.2-20.4	<u>19.4</u> 10.6-27.9	<u>6.4</u> 5.63-7.37
Mg, мг/л	<u>9.7</u> 8.3-13.2	<u>11.2</u> 10.7-11.9	<u>12.0</u> 10.4-13.5	11.8	10.7	<u>11.9</u> 7.7-14.5	<u>1.76</u> 1.51-2.24
Na, мг/л	<u>20.7</u> 7.22-40.0	<u>19.7</u> 17.9-22.1	<u>23.0</u> 16.0-31.4	22.6	<u>18.3</u> 18.1-18.6	<u>27.5</u> 15.5-32.9	<u>2.76</u> 2.35-3.04
K, мг/л	<u>8.3</u> 4.5-13.7	<u>10.1</u> 9.0-10.9	<u>10.1</u> 7.8-12.4	10.2	9.5	<u>12.1</u> 6.5-13.2	<u>0.97</u> 0.84-1.1
HCO <sub>3</sub> , мг/л	<u>87.4</u> 43.8-155	<u>77.3</u> 75.2-77.2	<u>91.3</u> 75.4-104	-	-	-	<u>31.2</u> 29.0-34.7
SO <sub>4</sub> , мг/л	<u>71.5</u> 58.3-85.3	<u>86.2</u> 76.6-95.6	<u>95.0</u> 78.4-105	89.1	80.8	79	<u>3.1</u> 2.13-3.92
Cl, мг/л	<u>4.0</u> 1.98-5.32	<u>4.43</u> 4.0-4.7	<u>5.26</u> 4.67-6.04	4.22	<u>3.46</u> 3.36-3.50	5.1	<u>0.91</u> 0.68-1.36
Σ ионов, мг/л	<u>224</u> 163-338	<u>232</u> 219-249	-	-	-	-	<u>47</u> 43-54

ПРИМЕЧАНИЕ. В числителе – среднее, в знаменателе – минимальные и максимальные значения.

Таблица 2

Содержание биогенных элементов и органического вещества  
в водоемах Ковдорского района

Элементы	Нижняя Ковдора (река)	Ковдор (озеро)					Фоновые значения
		2001 г.	2002 г.	2003 г.	2004 г.	2008 г.	
NH <sub>4</sub> , мкгN/л	<u>19</u> 6-38	<u>17</u> 4-35	<u>31</u> 7-72	17.0	<u>10.0</u> 8.0-12.0	<u>0.5</u> 0-1	<u>3</u> 1-6
NO <sub>3</sub> , мкгN/л	<u>1058</u> 460-1810	<u>786</u> 740-825	<u>1029</u> 950-1266	1350	<u>2043</u> 2025-2060	<u>1340</u> 1000-1680	<u>17</u> 7-26
N <sub>общ</sub> , мкгN/л	<u>1120</u> 470-1890	<u>850</u> 809-893	<u>1820</u> 1430-2500	1640	<u>1855</u> 1780-1930	<u>2285</u> 1730-2840	<u>67</u> 60-74
PO <sub>4</sub> , мкгP/л	<u>162</u> 15-290	<u>186</u> 148-320	<u>140</u> 90-220	260	<u>149</u> 146-151	<u>370</u> 144-596	<u>13</u> 4-19
P <sub>общ</sub> , мкгP/л	<u>188</u> 26-311	<u>221</u> 187-340	<u>227</u> 145-375	350	<u>197</u> 196-198	<u>437</u> 175-699	<u>19</u> 11-24
Органическое вещество, мгC/л	<u>3.8</u> 3.3-4.4	<u>3.5</u> 3.1-3.9	<u>2.9</u> 2.5-3.8	5.1	<u>7.7</u> 7.5-7.8	<u>4.3</u> 3.8-4.8	<u>2.8</u> 1.9-3.8
Si, мг/л	<u>4.91</u> 4.35-5.5	<u>4.52</u> 3.91-5.51	<u>5.37</u> 4.89-5.89	4.84	<u>3.98</u> 3.94-4.02	<u>5.22</u> 4.0-6.4	<u>4.25</u> 2.23-5.86

Приоритетными загрязняющими микроэлементами для водных объектов изучаемой промышленной зоны являются стронций, марганец и алюминий, источником которых являются сточные воды горнорудного предприятия. В настоящее время содержание Sr, Mn и Al в оз.Ковдор превышает принятые условно-фоновые концентрации. Так, в оз.Ковдор и р.Н.Ковдора средняя концентрация стронция изменялась от 1023 до 1275 мкг/л в зависимости от года, что превышает ПДК<sub>рбхз</sub> (400 мкг/л) в 2.5-3 раза. В оз.Ковдор концентрация алюминия варьировала от 36 до 95 мкг/л, что иногда превышало ПДК<sub>рбхз</sub> (40 мкг/л) в 2-2.5 раза. В отдельные годы ПДК<sub>рбхз</sub> по железу (100 мкг/л) было превышено в 1.2-1.4 раза. По марганцу наблюдалось значительное превышение как ПДК<sub>рбхз</sub> (10 мкг/л) – в 2-6 раз, так и условно-фоновых значений – в 10-50 раз. Никель и медь имели наибольшие концентрации в сточных водах Ковдорского ГОКа. За счет процессов осаждения в оз.Ковдор содержание этих элементов снижалось: по Ni не превышало установленные ПДК<sub>рбхз</sub> (10 мкг/л), по Cu в некоторые годы превышение нормативных показателей составляло 1.2-1.8 раза. Содержание цинка в исследуемых водных объектах не превышало ПДК<sub>рбхз</sub> (10 мкг/л), но было несколько выше фоновых значений в этом районе (табл.3). Содержание в воде таких элементов, как Cd, Co, Cr, значительно ниже ПДК<sub>рбхз</sub> (5, 10, 20 мкг/л соответственно) во всех исследуемых водных объектах.

Таблица 3

Содержание микроэлементов в различных водоемах Ковдорского р-на, мкг/л

Элементы	Нижняя Ковдора (река)	Ковдор (озеро)					Фоновые значения 2002 г.
		2001 г.	2002 г.	2003 г.	2004 г.	2008 г.	
Ni	<u>0.4</u> 0.1-0.7	<u>0.7</u> 0.3-1.3	<u>3.0</u> 0.4-7.0	2.1	<u>1.8</u> 1.7-1.9	<u>3.6</u> 1.7-5.4	<u>0.1</u> 0.1-0.1
Cu	<u>0.8</u> 0.2-1.3	<u>0.8</u> 0.6-1.1	<u>1.5</u> 1.2-1.6	-	<u>1.9</u> 1.2-2.5	<u>1.4</u> 1.0-2.5	<u>0.1</u> 0.1-0.1
Sr	<u>896</u> 680-1200	<u>1269</u> 1200-1290	<u>1275</u> 1080-1400	-	1023 1000-1046	1127 786-1358	<u>149</u> 135-166
Al	<u>30</u> 14-80	<u>36</u> 15-65	<u>89</u> 66-123	75	<u>95</u> 90-99	<u>54</u> 33-200	<u>8</u> 3-15
Fe	<u>55</u> 25-83	<u>61</u> 40-73	<u>140</u> 104-204	-	<u>118</u> 115-120	<u>57</u> 42-139	<u>35</u> 3-70
Mn	<u>28</u> 1.4-60	<u>62</u> 31-200	<u>41</u> 8-96	26	<u>14</u> 14-15	<u>45</u> 6-195	<u>1.4</u> 0.2-3.5
Zn	<u>1.6</u> 0.6-3.5	<u>1.3</u> 0.9-1.7	<u>2.3</u> 1.8-2.7	-	<u>8</u> 2.1-13	<u>1.5</u> 1.0-10	<u>0.9</u> 0.6-1.4

#### Закономерности распределения элементов в донных отложениях исследованных озер

Озеро Ковдор, как было отмечено, находится в непосредственной близости к основным производствам Ковдорского ГОКа и г.Ковдор, поэтому деятельность самого комбината, сточные воды и атмосферные выбросы как промышленных, так и городских хозяйственно-бытовых предприятий, а также воздушные переносы с близлежащих производственных предприятий (в первую очередь комбинатов «Североникель» и «Печенганикель») и трансграничные переносы из стран Западной Европы оказывают непосредственное влияние на формирование химического состава донных отложений (ДО) озера.

**Органический материал.** Вариации в содержании органического материала в ДО являются ценной информацией об изменениях условий осадконакопления в водоеме, а также климатических, геохимических, экологических условий на водосборе и в самом водоеме. В качестве показателя содержания органического материала использовались значения потерь веса при прокаливании (ППП).

В озерах обычно отмечается уменьшение содержания органического материала вследствие микробиологического разложения органических веществ (Кузнецов, 1970). Значение ППП в донных отложениях оз.Ковдор снижаются до 11% в верхних (5-6 см) по сравнению с 25% в более глубоких слоях (9-13 см, табл.4). Аналогичное снижение в поверхностных слоях ДО отмечается в закисленных озерах (Dauvalter, 1997), что связано с замедлением в них микробиологического разложения органических веществ (Tuchman, 1993). Природа снижения содержания органического материала в оз.Ковдор, по всей видимости, другая: с начала деятельности Ковдорского ГОКа с водосбора в озеро в значительно повышенных количествах стал поступать минеральный материал (взвешенные вещества), который и является основной составной частью образующихся ДО. Доля отмирающих организмов, которые являются основным поставщиком органического материала в ДО, снижается вследствие увеличения доли минеральных частиц и угнетения гидробионтов в результате загрязнения озера и ухудшения состояния окружающей среды для живых организмов.

Таблица 4

Концентрации металлов (мкг/г сух. веса) и потери веса при прокаливании (%) в колонке ДО оз.Ковдор (2001)

Слой, см	ППП	Cu	Ni	Zn	Co	Cd	Pb	Mn	Fe	K	Na	Sr	Ca	Mg	Cr	Al	P
0-1	11.29	153	174	200	89	1.75	46.5	887	45534	8420	2108	796	32630	56754	110	29354	5797
1-2	10.28	160	184	212	79	1.77	47.0	897	46054	7795	1661	785	35800	59234	116	28616	5887
2-3	9.52	161	186	207	80	2.23	38.8	844	44814	6979	1617	792	41546	57890	109	28859	5987
3-4	10.34	216	170	202	79	1.79	38.4	956	49672	5619	1202	785	35958	53297	113	29313	6007
4-5	9.84	189	123	172	61	1.80	34.3	841	51355	3984	1240	587	17664	38698	106	24967	5274
5-6	10.79	117	109	148	58	1.78	29.7	1071	111793	2901	1282	340	8355	27204	94	22525	3960
6-7	16.80	83	71	135	37	1.25	23.8	887	55290	2705	884	280	7507	20736	85	23501	3499
7-8	22.12	39	40	108	18	1.17	26.0	519	27259	1783	503	210	4418	7689	80	13062	4652
8-9	24.69	66	30	75	12	1.13	28.7	222	18612	1375	410	169	3334	4371	111	10964	2892
9-10	25.29	65	27	69	10	0.93	21.3	183	16477	1251	350	168	3018	3556	83	10584	2303
10-11	25.15	11	12	48	4	0.75	7.5	151	13038	623	250	134	2700	1308	67	6652	2272
11-12	25.14	13	16	61	6	0.75	7.5	116	11446	705	265	134	3107	2007	70	6956	1477
12-13	25.29	13	16	53	6	0.75	7.5	148	13737	737	284	134	2479	1828	69	7244	2221
C <sub>f</sub>	0.4	11.7	10.9	3.7	14.8	2.3	6.2	6.0	3.3	11.4	7.4	5.9	13.2	31.0	1.6	4.1	2.6
ОП	-	57	95	80	20	0.3	20	670	33300	22800	6600	450	25300	13400	100	104500	770

ПРИМЕЧАНИЯ: C<sub>f</sub> – коэффициент загрязнения, ОП – среднее содержание в осадочных породах (Виноградов, 1962).

По результатам исследования ДО оз.Ковдор установлено, что на формирование их химического состава оказывают влияние как деятельность Ковдорского ГОКа, т.е. его сточные воды и атмосферные выбросы, так и аэротехногенное влияние других предприятий и трансграничные переносы загрязняющих веществ. В толще ДО наблюдается увеличение концентраций по направлению к поверхности ДО практически всех исследованных металлов. Коэффициенты загрязнения, т.е. отношение концентраций в поверхностных слоях к самым глубоким слоям ДО (которые принимаются за фоновые концентрации), для исследуемых металлов находятся в диапазоне от 1.4 до 20.7. Для некоторых металлов

(Cu, Ni, Zn, Fe, Sr, Ca, Mg, Cr, Al), а также для фосфора отмечается небольшое уменьшение концентраций в поверхностных слоях ДО, что, вероятно, связано со снижением объема сточных вод и с проведением природоохранных мероприятий на Ковдорском ГОКе в последние десятилетия. Выявлено разделение колонки ДО оз.Ковдор на нижнюю часть (7-13 см) – с относительно низкими концентрациями металлов и высокими значениями ППП до заметного влияния стоков Ковдорского ГОКа – и верхнюю часть (0-5 см), где влияние комбината привело к значительному повышению концентраций практически всех металлов. Для выявления доли участия Ковдорского ГОКа в поступлении элементов в водные объекты была отобрана колонка ДО из отстойника. Было установлено, что в ДО отстойника в повышенных концентрациях по сравнению с поверхностными слоями ДО оз.Ковдор, откладываются такие элементы, как Cu, Cd, Mn, Sr, Ca, Mg. В поверхностных слоях ДО отстойника наблюдается снижение концентрации фосфора, а в нижней части колонки концентрации в 5 раз больше, чем в поверхностных слоях ДО оз.Ковдор. В ДО отстойника в пониженных концентрациях, по сравнению с поверхностными слоями ДО оз.Ковдор, откладываются такие элементы, как Ni, Zn, Pb, Fe, Cr, Al. Концентрации Co и K в ДО отстойника и поверхностных слоях ДО оз.Ковдор примерно равны. Анализ содержания элементов в ДО отстойника Ковдорского ГОКа позволил предположить, что предприятие является источником загрязнения такими элементами, как Cu, Cd, Mn, Sr, Ca, Mg. Такие металлы, как Ni, Zn, Pb, Fe, Cr, Al, в повышенных концентрациях поступают из других источников. Повышенные содержания Pb в поверхностных слоях ДО оз.Ковдор связаны, вероятно, с процессами глобального загрязнения этим металлом атмосферы Северного полушария. Вероятно, Ni, Zn, Cr приносятся воздушными потоками с предприятий цветной металлургии, прежде всего с комбината «Североникель».

Факторным анализом выявлено, что определяющим фактором (83%), влияющим на формирование химического состава ДО, является деятельность промышленных предприятий на территории водосбора озера и поступление коммунально-бытовых стоков. Вторым фактором, имеющим сравнительно небольшой вес (7%), являются, по всей вероятности, процессы глобального загрязнения таким металлом, как Pb, повышенные содержания которого в поверхностных слоях ДО отмечены практически во всех озерах Кольского п-ова, и влияние изменения окислительно-восстановительных условий на содержание элементов в донных отложениях, на которое очень активно реагируют многовалентные металлы, такие как Fe и Mn.

### **Фитопланктон**

В период исследований общий флористический состав р.Ковдора насчитывал 85 видов и разновидностей водорослей.

Показатели общей численности и биомассы фитопланктона в р.Верхняя Ковдора, выше источников загрязнения, невысоки: 0.1-0.4 млн экз/л и 0.8 г/м<sup>3</sup> соответственно. В период исследований 1997-2000 гг. флористический состав включал 43 вида и разновидности водорослей (табл.5). Преобладали характерные для региона североальпийские, криофильные диатомовые водоросли – *Diatoma hiemale* (Roth) Heib var. *hiemale*, *Tetracyclus rupestris* (Braun) Grun., *Fragilaria arcus* (Ehrb.) Cl., *Meridion circulare* (Grev.) Ag. var. *circulare*, виды рода *Tabellaria*, *Aulacoseira*. Диатомовый комплекс составлял 85-100% от общей численности организмов. Синезеленые водоросли были представлены видами *Nostoc sp.*, *Chamaesiphon sp.*,

*Anabaena spiroides* Kleb. var. *spiroides*, максимальная численность – 0.1 млн экз/л. Численность зеленых водорослей также невысока; максимальная – 0.2 млн экз/л. Эта группа представлена сфагнофильными водорослями pp. *Closterium*, *Cosmarium*. Золотистые, эвгленовые и пиррофитовые встречались эпизодически. Количество видов в пробе – 4-13. Анализ индекса сапробности показал: 80% видов являются индикаторами олиготрофных незагрязненных вод. Это позволило оценить качество вод данного участка реки как «воды чистые», что соответствует II классу.

Таблица 5

Число основных систематических групп гидробионтов  
р.Ковдора и оз.Ковдор (1997-2008 гг.)

Водоросли	Район				Зоопланктон	Район			Макрзообентос	Район		
	1	2	3	4		1	2	3		1	2	3
Суанопрокaryota	4	6	2	6	Rotatoria	3	8	9	Олигохеты	3	3	3
Chrysophyta	1	-	3	-	Cladocera	9	9	2	Хирономиды	6	5	5
Bacillariophyta	25	26	71	73	Cyclopoida	2	3	1	Моллюски	7	6	5
Xanthophyta	1	3	-	-	Calanoida	1	2	4	Личинки двукрылых	8	5	3
Pyrophyta	-	1	-	-					Индикаторная	14	6	4
Euglenophyta	2	4	-	-					Прочие	6	5	6
Chlorophyta	10	23	4	10								
Всего	43	63	80	89		15	22	16		44	28	26

ПРИМЕЧАНИЯ: 1 – р.Верхняя Ковдора, 2 – р.Нижняя Ковдора, 3 – оз.Ковдор, 4 – перифитон озерно-речной системы.

В реке Нижняя Ковдора общая численность фитопланктона весной – в начале лета составляла 0.6-3.2 млн экз/л., летом – 0.3-9.4 млн экз/л., в сентябре-октябре варьировала в пределах 1.0-15.6 млн экз/л.; общая биомасса в пределах вегетационного периода изменялась в различные годы от 0.1-2.6 до 0.7-7.0 г/м<sup>3</sup>. Основу фитопланктона составляли: хлорококковые зеленые водоросли – *Eudorina elegans* Ehrb., виды родов *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus*, диатомовые – виды родов *Fragilaria*, *Nitzschia*, синезеленые – *Anabaena*, *Oscillatoria*. В начале лета отмечалось массовое развитие желто-зеленых – *Chlorobotris simplex*, *Chlorobotris regularis*. Изменение экологической структуры альгоценоза наряду с увеличением количественных показателей, по сравнению с Верхней Ковдорой, свидетельствовало о повышенном уровне трофности вод данного участка реки. Было выявлено 70% β-α-мезосапробных видов. На основе частоты встречаемости видов-индикаторов качество вод данного участка реки соответствовало III классу – «воды умеренно загрязненные».

В самом оз.Ковдор в 2008 г. в составе летнего планктона было определено 80 таксонов водорослей рангом ниже рода в 4 отделах, из которых: Bacillariophyta – 71, Chlorophyta – 4, Суанопрокaryota – 2, Chrysophyta – 3. Диатомовые являлись абсолютными доминантами по численности, биомассе, числу видов и разнообразию. Наиболее массовыми видами планктона были диатомеи: *Cyclotella comensis* Grun. in Van Heurck, *Aulacoseira alpigena* (Grun.) Kramm., *Fragilaria capucina* var. *rumpens* (Kutz.) Lange-Bert. *Stephanodiscus hantzschii* var. *hantzschii* Grun. in Cl. et Grun. Этот комплекс видов представлен преимущественно β-мезосапробами, что свидетельствовало о наличии доступных для водорослей элементов минерального питания и не являлось типичной чертой альгофлоры субарктических олиготрофных водоемов. Основные показатели водорослевых сообществ и соотношение основных таксономических категорий представлены на рис.2.

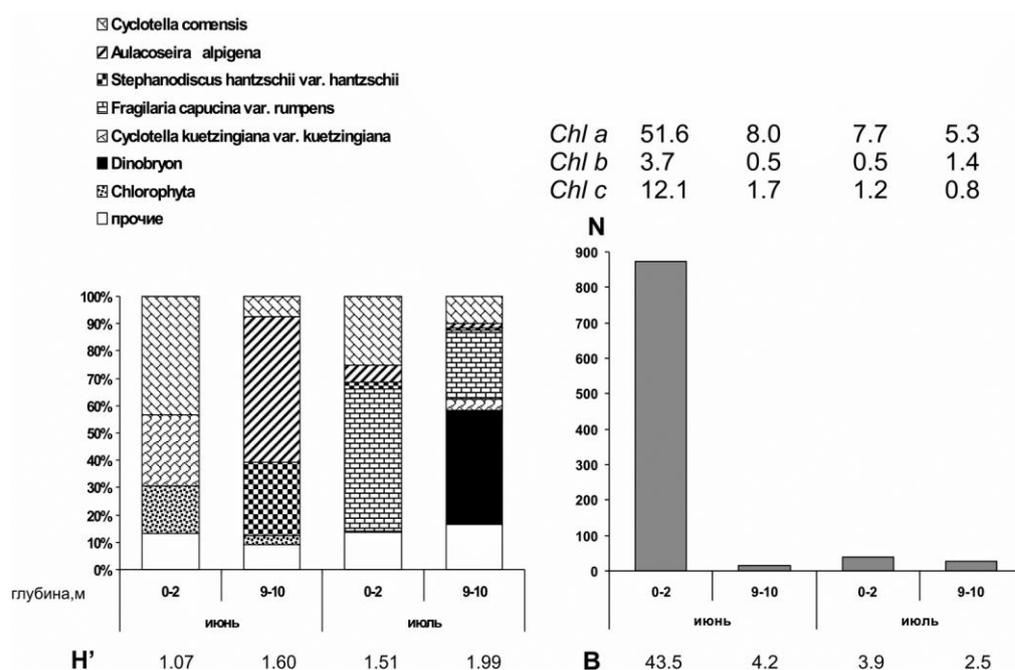


Рис.2. Соотношение доминирующих таксонов водорослей планктона оз.Ковдор на различной глубине в июне и июле (%), индекс видового разнообразия Шеннона-Уивера ( $H'$ , бит/экз.), биомасса водорослей, ( $B$ , г/м<sup>3</sup>), общая численность ( $N$ , млн экз/л) и содержание хлорофиллов «а», «b» и «с» ( $Chl$ , мг/м<sup>3</sup>)

Массовое развитие водорослей в оз.Ковдор в 2008 г. пришлось на июнь и было приурочено к поверхностным слоям воды. Максимальная доля приходилась на зеленые водоросли, среди которых отмечались *Eudorina elegans* Ehrb. и *Pandorina morum* (Müll.) Vogt., являющиеся  $\beta$ -мезосапробами. В июле 2008 г. в пробах с интервала глубин 9-10 м выявлено присутствие значительной доли (до 36%) золотистых водорослей, представленной видами: *Dinobryon bavaricum* Imhof, *D. divergens* Imhof и *Mallomonas pulchella* (Kiss.) Cronberg & Kristiansen. Это типичные представители субарктических олиготрофных вод.

Одним из основных факторов, определяющих распределение водорослей в озере, является низкая прозрачность, не позволяющая им осваивать элементы биогенного питания, находящиеся в глубинных слоях воды. Так, содержание фосфатов ( $PO_4^{2-}$ ) в период массового развития диатомей у поверхности составляло 6 мкгР/л, на глубине (ниже фотического слоя) до 280 мкгР/л. В июле ситуация аналогичная: 39 мкгР/л – у поверхности и 439 мкгР/л – в придонных слоях воды.

Видовое разнообразие фитопланктона в озере невелико, что иллюстрируется резким выделением доминантов. Индекс Шеннона-Уивера варьировал от 1.07 до 1.99 бит/экз. (рис.2).

В норме для водоемов Кольского п-ова средняя за вегетационный период биомасса фитопланктона, как правило, не превышает 1 г/м<sup>3</sup> (Денисов, 2010; Шаров, 2004). Биомасса и численность водорослей в оз.Ковдор на порядки превосходили типичные для не испытывающих антропогенного эвтрофирования озер Кольского п-ова значения: 3.9-43.5 г/м<sup>3</sup> и 40-872 млн экз/л, что особенно ярко проявляется в периоды массового развития (рис.2).

**Содержание хлорофиллов в планктоне.** Наибольшие концентрации хлорофилла «а» в оз.Ковдор были зафиксированы в июне 2008 г, на который приходится максимум развития планктонных водорослей. Экстремально высокие значения концентрации хлорофилла «а» ( $51.6 \text{ мг/м}^3$ ) и биомассы фитопланктона в приповерхностных слоях воды в этот период соответствовали гиперэвтрофному трофическому статусу озера. В последующие месяцы эти показатели были существенно ниже: в июле концентрация хлорофилла «а» –  $7.7 \text{ мг/м}^3$ , в сентябре –  $2.0 \text{ мг/м}^3$  (рис.2).

Индекс сапробности (*S*), рассчитанный по сообществам фитопланктона, варьировал в июне 1.63 – 1.57, в июле от 1.41 до 1.46, что определяло класс качества вод как III – «воды умеренно загрязненные».

Трофический статус озера по содержанию хлорофилла «а» и общей биомассе летнего фитопланктона в 2008 г. может быть оценен как эвтрофный с признаками гиперэвтрофного (OESD, 1982).

**Фитоперифитон.** Сообщества летнего фитоперифитона различных участков озерно-речной системы водоема в период максимального развития обрастаний хорошо отражали характер градиента распространения загрязнителей в пределах водосборного бассейна (Денисов, 2010). Всего в составе фитоперифитона было выявлено 89 таксонов водорослей рангом ниже рода в 3 отделах (табл.5).

По видовому составу резко отличается технологический отстойник, где доминировали синезеленые водоросли (Cyanoprokaryota), способные развиваться в условиях сильного загрязнения. По мере приближения к стоку доля синезеленых уменьшалась с одновременным ростом диатомовых. Это связано как с изменением гидрохимических условий, так и с влиянием течения: росла доля реофильных форм. За пределами оз.Ковдор синезеленые водоросли не были обнаружены в сообществах. В районе поступления стоков вод с хвостохранилища отмечалось развитие зеленых водорослей рода *Ulothrix*. Таким образом, очевидно, наблюдалось снижение концентрации биогенных элементов и загрязнителей и в динамичных условиях реки происходила перестройка сообществ фитоперифитона в сторону доминирования диатомовых водорослей рода *Fragilaria*.

Индекс сапробности (*S*), рассчитанный по показателям фитоперифитона, варьировал незначительно (от 1.06 до 1.35), и по всей протяженности вода в реке соответствовала II классу качества вод – «воды чистые».

### **Зоопланктон**

В видовой структуре зоопланктона р.Верхняя Ковдора, выше источника загрязнения, преобладали коловратки и ветвистоусые ракообразные (табл.5), количество видов в разные годы колебалось от 6 до 13. Количественные показатели низкие: общая численность организмов за период 1997-2000 гг. варьировала в пределах  $20-230 \text{ экз/м}^3$ , биомасса –  $0.02-0.089 \text{ г/м}^3$ . Максимальная биомасса –  $5.37 \text{ г/м}^3$ , отмеченная в августе 1997 г., была обусловлена преобладанием (46% численности и 98% биомассы) в планктоне ветвистоусого рачка *Eurycerus lamellatus*, имеющего большой индивидуальный вес. В июне в планктоне доминировали коловратки – 46-75% от общей численности организмов. Исключение составлял июньский планктон 1999 г., 80% которого было представлено веслоногими ракообразными. В планктоне июля преобладали ветвистоусые и веслоногие ракообразные приблизительно в равном соотношении. С августа по октябрь зоопланктон носил кладоцерный характер. Четко выраженных доминант не выявлено, численно преобладали *Notolca acuminata*, *Kellicottia longispina*, *Asplanchna priodonta*, *Euchlanis dilatata*, *Eurycerus lamellatus*, *Bosmina obtusirostris*, *Daphnia longispina*.

Река Нижняя Ковдора характеризовалась большим видовым разнообразием: количество видов варьировалось от 14 до 22. Общая численность зоопланктона

изменялась от 0.1 до 23.9 тыс. экз/м<sup>3</sup>, биомасса – от 1.13 до 5.42 г/м<sup>3</sup>. Пики численности зоопланктона за весь период наблюдений приходились на июль – период максимального прогрева водных масс, наибольшие значения вызваны развитием коловраток. *Brachionus quadricornis* (β-сапроб) являлся абсолютным доминантом, составляя 62-93% общей численности организмов. Максимальная биомасса зоопланктона была зарегистрирована в августе, что связано с преобладанием ветвистоусых ракообразных. В доминирующей комплекс реки с августа по октябрь входили β-сапроб *Bosmina obtusirostris* и β-α-сапроб *Daphnia longispina*. Наибольшая численность организмов в июле 1998 г. (23 тыс. экз/м<sup>3</sup>) была вызвана массовым развитием коловраток при биомассе 3.15 г/м<sup>3</sup>. Максимальная биомасса сентября (3.96 г/м<sup>3</sup>) была следствием преобладания ветвистоусых ракообразных (численность 10 тыс. экз/м<sup>3</sup>). Для зоопланктона Нижней Ковдоры были характерны высокие количественные показатели вследствие обогащения вод биогенами, а также создания монокультур из устойчивых к загрязнению видов.

В составе зоопланктонных организмов в самом озере насчитывалось 17 таксонов. Из них наиболее широко представлены коловратки (Rotatoria) – 10 и веслоногие ракообразные (Copepoda) – 5, фауна ветвистоусых рачков (Cladocera) в качественном отношении заметно беднее – 2 (табл.6). В руководящий комплекс зоопланктона входили *Asplanchna priodonta*, *Bosmina obtusirostris*, *Daphnia cristata*, *Cyclops sp.* Преимущественное развитие получили «тонкие» фильтраторы *Bosmina* и *Daphnia*. Активные «грубые» фильтраторы из группы Calanoida (*Eudiaptomus graciloides*), способные изымать крупные частицы взвешенных органических веществ, были отмечены редко. На протяжении всего периода отмечалось преобладание мирных фильтраторов над хищными формами ( $B_{\text{хищ}}/B_{\text{мир}} < 1$ ).

Таблица 6

Видовой состав зоопланктона оз.Ковдор

Виды	Дата отбора проб				
	19.09.2001	05.10.2001	26.06.2008	28.07.2008	05.09.2008
Rotatoria – коловратки					
<i>Synhaeta sp.</i>	x	x	x	x	x
<i>Polyarthra sp.</i>	x	x	-	x	x
<i>Bipalpus hudsoni</i> (Imhof)		x	x	-	-
<i>Asplanchna priodonta</i> (Gosse)	x	x	x	x	x
<i>Euhlanis dilatata</i> (Ehrenberg)	-	-	x	-	-
<i>Brachionus calyciflorus</i>	-	-	x	x	x
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse)	x	x	-	-	x
<i>Keratella quadrata</i> (Muller)	x	x	x	x	x
<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott)	x	-	-	-	-
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg)	x	x	x	x	x
Cladocera – ветвистоусые					
<i>Daphnia cristata</i> Sars	x	x	-	-	x
<i>Bosmina obtusirostris</i> Sars	x	x	x	x	x
<i>Bythotrephes longimanus</i> (Leydig)			Обнаружен среди кормовых объектов		
Copepoda - веслоногие					
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Sars)	x	x	x	x	x
<i>Cyclops scutifer</i> Sars	x	x	-	-	-
<i>Cyclops vicinus</i> (Uljanin)	-	x	-	-	x
<i>Acanthocyclops gigas</i> (Claus)	-	x	-	-	-
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)	x	x	x	-	-

В 2008 г. в течение всего гидробиологического лета численность возрастала от 125 тыс. (июнь) до 1010 тыс. экз/м<sup>3</sup> (июль) и снова снижалась к осени до 155 тыс. экз/м<sup>3</sup> (сентябрь). Биомасса в начале вегетационного периода составляла 0.2 г/м<sup>3</sup>, достигая в максимуме своего развития 2.9-3.5 г/м<sup>3</sup> (табл.7). Средняя индивидуальная масса зоопланктона сообщества  $w=B/N$  невысока – 0.001-0.028 мг, что характеризует преобладание форм, имеющих мелкие размеры.

Таблица 7

Структурные и функциональные показатели зоопланктонного сообщества оз.Ковдор

19.09.2001 г. t воды – 8.0 °C	26.06.2008 г. t воды – 11 °C	28.07.2008 г. t воды – 13 °C	05.09.2008 г. t воды – 8 °C
42.6:51.8:5.6	Rotatoria:Cladocera:Сopepoda (%), $N_{\text{общ}}$ 99.3:0.2:0.5	99.5:0.3:0.2	92.2:5.2:2.6
19.0:71.3:9.8	Rotatoria:Cladocera:Сopepoda (%), $B_{\text{общ}}$ 87.9:4.5:7.5	97.6:2.2:0.2	40.8:30.5:28.8
155.3	$N_{\text{общ}}$ , тыс. экз/м <sup>3</sup> 124.5	1010.0	158.9
3.3	$B_{\text{общ}}$ , г/м <sup>3</sup> 0.2	3.5	0.6
0.011	$w=B/N$ , мг 0.001	0.003	0.004
1.8	Сапробность 1.9	2.3	2.0

Заметное влияние на количественные показатели зоопланктона оказывал температурный фактор. В более холодном 2008 г. среднемесячная температура воздуха за период с июня по сентябрь составляла 8.1 °C, что почти на 2 °C ниже, чем за тот же промежуток в 2001 г. Биомасса зоопланктона, в том числе кормового, в сентябре 2008 г. по сравнению с сентябрем 2001 г. снижалась в 5 раз (табл.7).

По состоянию зоопланктонного сообщества оз.Ковдор характеризуется как β-мезосапробный водоем (индекс сапробности 1.8-2.3), по шкале трофности принадлежит к β-мезотрофному (2-4 г/м<sup>3</sup>) классу трофности. Индекс видовой разнообразия Шеннона по численности  $H(N)$  варьировал от 1.28 до 2.30 бит/экз.

### Макрозообентос

Донное сообщество насчитывало в своем составе 44 таксона. Группа индикаторных организмов включала представителей поделок, веснянок, ручейников, жуков. Основу численности олигохет составляли тубифициды (около 90%), хирономид – ортокладыны (60%). В верхнем течении р. Ковдора на протяжении всего периода исследований отмечалось наибольшее видовое разнообразие, представленное всеми основными таксономическими группами (табл. 5). Здесь обнаружена и наиболее богатая по составу группа индикаторных организмов (до 17.7% от общей численности). Обычны оксифильные личинки *Baetis rhodani*, *Heptagenia sulfurea*, *Ephemerella ignita* (Ephemeroptera); *Brachyocentrus subnubilis*, *Athripsodes annulicornis* (Trichoptera); *Diura bicaudata* (Plecoptera).

В р.Нижняя Ковдора заметно увеличивалась доля олигохет (от 26.6 до 35.7%), снижалась доля и разнообразие индикаторных организмов (до 5-6%). В составе макробентоса отмечались представители ракообразных Ostracoda (до 37%) и реликтовых рачков *Pontoporeia affinis* (до 50% от общей численности). Более высоких

значений достигла доля моллюсков, основу биомассы которых составляли брюхоногие моллюски *Lymnaea ovata*, *Planorbarius purpura*. Максимальные значения биомассы бентоценоза отмечались в октябре 1999 г. – 4.28 г/м<sup>2</sup>. Изменение видовой структуры и количественных показателей в р.Ковдора, где нет четко выраженных сезонных колебаний, обусловлено особенностями физико-химических свойств воды и грунтов.

По результатам исследований 2008-2009 гг. в составе бентосных сообществ литорали оз.Ковдор зарегистрированы представители 4 классов, 16 семейств – олигохеты (сем. Tubificidae и Lumbriculidae), пиявки (сем. Glossiphoniidae, *Glossiphonia complanata* L., 1758), двустворчатые моллюски (сем. Pisidiidae: pp. Euglesa, Sphaerium, Pisidium), брюхоногие моллюски (семейств Valvatidae, Planorbidae, Lymnaeidae), ручейники (отр. Trichoptera, сем. Mollanidae, Limnephilidae, Leptoceridae), вислкрылки (отр. Megaloptera), веснянки (отр. Plecoptera), двукрылые (отр. Diptera, сем. Tipulidae, Ceratopogonidae, Chironomidae), ракообразные (отр. Amphypoda, р. Gammarius) (табл.8). Среди олигохет доминировали *Lumbriculus variegates* Muller, 1773 и *Tubifex tubifex* Muller, 1773. Среди двустворчатых преобладали мелкие моллюски р. Euglesa, среди брюхоногих прудовик овальный (*Lymnaea ovata* Draparnaud, 1805). Представители остальных групп были единичны.

Таблица 8

Таксономический состав макрозообентоса оз.Ковдор

Группы беспозвоночных	Литораль	Сток озера	Район сброса стоков после КОС
	Класс Oligochaeta		
<i>Tubifex sp.</i>	+	-	+
<i>Pelosclex ferox</i>	+	-	-
<i>Limnidrilus hoffmeisteri</i>	+	+	+
	Класс Hirudinea		
<i>Glossiphonia complanata</i>	+	+	+
	Класс Bivalvia		
<i>Pisidium sp.</i>	+	+	+
<i>Sphaerum sp.</i>	+	-	-
	Класс Gastropoda		
<i>Valvata sp.</i>	+	+	-
<i>Lymnaea ovata</i>	-	+	-
<i>Anisus contortus</i>	+	-	-
	Класс Insecta		
Отр. Trichoptera	+	+	+
Сем. Lepidistomatidae	+	-	+
Сем. Limnephliidae	+	+	+
Отр. Coleoptera	-	+	-
Отр. Megaloptera	-	+	-
Сем. Tipulidae	-	+	-
Сем. Ceratopogonidae	-	+	-
Сем. Chironomidae	+	+	+
	Класс Crustaceae		
Отр. Amphypoda	+	-	-

Количественно преобладали личинки хирономид, олигохеты и двустворчатые моллюски, суммарная доля их численности составляла более 90% от общего количества зообентоса. Основу биомассы формировали личинки ручейников – 58% массы донного сообщества. Наиболее часто встречались моллюски р. *Pisidium*, прудовик *Lymnaea ovata*, олигохета *Tubifex tubifex*, личинки хирономид и ручейников, имеющие высокую кормовую ценность.

За период 2008-2009 гг. средний уровень численности зообентоса литоральной зоны озера составлял  $2106 \pm 459$  экз/м<sup>2</sup>, биомассы –  $25.4 \pm 9.3$  г/м<sup>2</sup> (табл.9).

Таблица 9

Численность (экз/м<sup>2</sup>) и биомасса (г/м<sup>2</sup>) основных групп макрозообентоса оз.Ковдор (2008-2009 гг.)

Таксоны	Литораль	Сток озера	Район сброса стоков после КОС
Кл. Oligochaeta	<u>11</u> 1.9	<u>760</u> 1.3	<u>1080</u> 5.4
Кл. Hirudinea	<u>120</u> 3	<u>40</u> 0.3	-
Кл. Bivalvia	<u>1380</u> 8.3	<u>106</u> 0.7	<u>1386</u> 9.2
Кл. Gastropoda	<u>100</u> 1.4	<u>13</u> 4.0	-
Кл. Insecta			
Отр. Trichoptera	<u>60</u> 7.7	<u>93</u> 40.6	<u>120</u> 5.7
Отр. Megaloptera	<u>2.7</u> 0.04	<u>13</u> 0.1	-
Отр. Plecoptera	<u>1.3</u> 0.004		
Отр. Diptera			
Сем. Tipulidae	-	<u>13</u> 0.1	-
Сем. Ceratopogonidae	<u>11</u> 0.02	<u>26</u> 0.1	<u>26</u> 0.8
Сем. Chironomidae	<u>400</u> 2.5	<u>1066</u> 3.3	<u>466</u> 2.4
Кл. Crustaceae	<u>20</u> 0.6	-	-
Общая численность, экз/м <sup>2</sup>	2106	2130	3078
Общая биомасса, г/м <sup>2</sup>	25.4	50.5	23.5

ПРИМЕЧАНИЕ. В числителе – численность, в знаменателе – биомасса.

Глубоководная часть озера практически не заселена. Здесь были отмечены только единичные экземпляры личинок хирономид и двустворчатые моллюски. Это, вероятно, является следствием угнетения животных в результате формирования дефицита кислорода в глубоководной зоне озера, а также токсического эффекта загрязняющих веществ, накопившихся в донных отложениях.

Трофическая структура макрозообентоса оз.Ковдор характеризуется преобладанием беспозвоночных-грунтозаглатывателей, собирателей-детритофагов и фильтраторов, группировка хищников развита слабо. Преобладание детритных пищевых цепей характерно для водоемов, подверженных антропогенному эвтрофированию.

По уровню биомассы зообентоса трофические условия водоема соответствуют β-эвтрофному типу (20-40 г/м<sup>2</sup> по шкале трофности (Китаев, 1984)). Биотический индекс Ф.Вудивисса не превышает 5 баллов, что указывает на выраженное органическое загрязнение водоема. Воды озера по чистоте принадлежат к III классу – «умеренно загрязненные».

### Ихтиофауна

В водоеме отмечено 8 видов рыб, принадлежащих к четырем фаунистическим комплексам: арктическому пресноводному (сиг *Coregonus lavaretus* (L.), ряпушка *Coregonus albula* (L.), налим *Lota lota* (L.)); бореально-предгорному (кумжа *Salmo trutta* (L.), обыкновенный голянь *Phoxinus phoxinus* (L.)); бореально-равнинному (окунь *Perca fluviatilis* (L.), ерш *Symnocephalus cernuus* (L.), щука *Esox lucius* (L.)); понто-каспийскому пресноводному (колюшка девятииглая *Pungitius pungitius pungitius* (L.)). В составе рыбного населения по числу видов и биомассе на первое место выходили представители арктического пресноводного комплекса, супердоминантом, доля которого составляла более 95% улова, являлась ряпушка (рис.3). Все остальные виды малочисленны. Сведения о щуке получены из опросных данных.

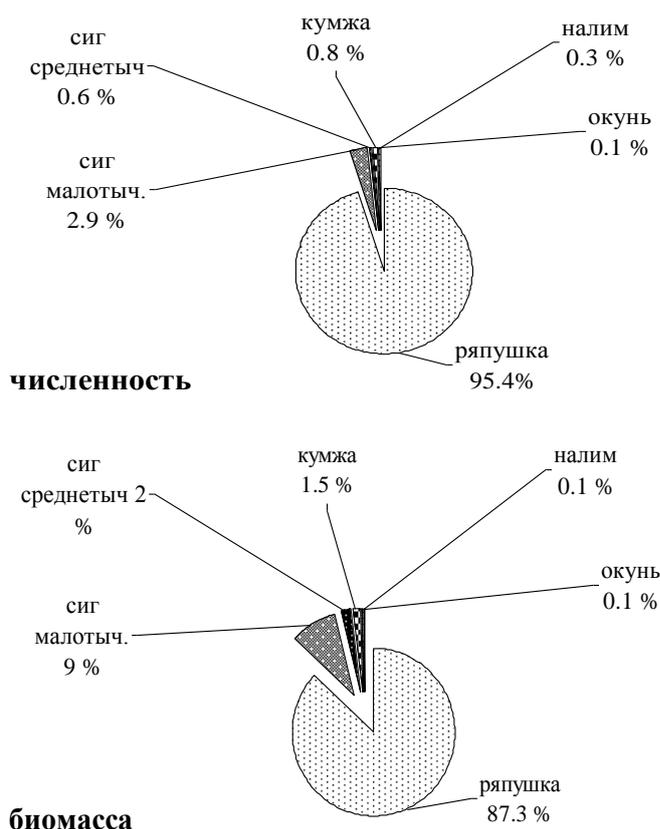


Рис.3. Соотношение видов в уловах (оз.Ковдор, 2001-2008 гг.)

**Ряпушка.** Возрастной состав уловов насчитывал 4 группы, доминировали трехлетние рыбы. Особи старше пяти лет присутствовали единично. Практически все рыбы участвовали в нересте (рис.4).

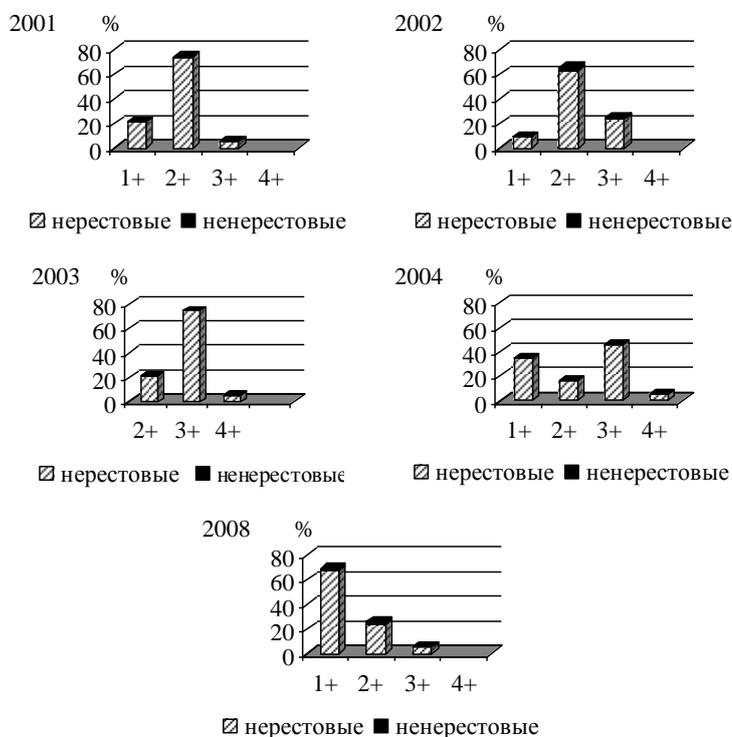


Рис.4. Возрастная структура ряпушки в уловах (оз.Ковдор, 2001-2008 гг.)

Ряпушка характеризовалась высокими линейно-весовыми показателями, средняя длина по Смитту и масса составляли 17.6 см и 60 г, что значительно превосходит типичные для кольских озер показатели (рис.5). Самцы имели более мелкие размеры. Коэффициент упитанности по Фультону в среднем составлял 1.25, закономерно увеличиваясь с возрастом. В половой структуре незначительно доминировали самцы (1.2:1) (табл.10).

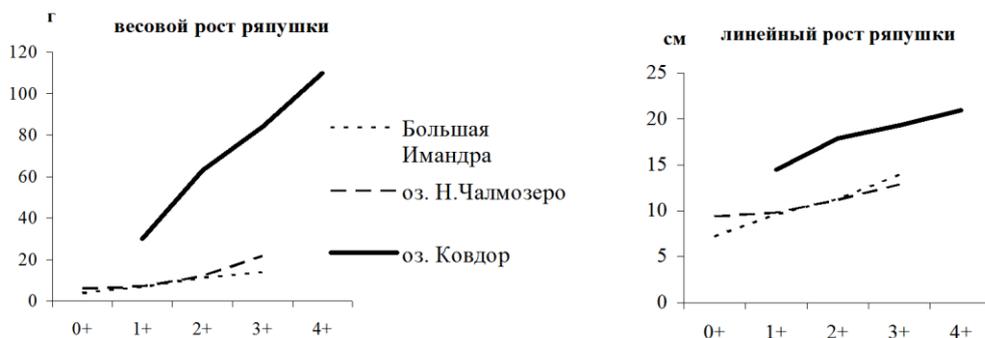


Рис.5. Сравнительная характеристика роста ряпушки некоторых озер Кольского п-ова

Таблица 10

## Размерно-возрастные характеристики ряпушки оз.Ковдор

Параметры	Возраст, лет				Среднее
	1+	2+	3+	4+	
Масса, г	$\frac{8-77}{30}$	$\frac{23-150}{63}$	$\frac{29-157}{84}$	$\frac{79-146}{110}$	60
Длина АС, см	$\frac{9.9-19.2}{14.5}$	$\frac{14.0-22.5}{17.9}$	$\frac{16.0-23.0}{19.3}$	$\frac{19.3-23.0}{21.0}$	17.7
Упитанность по Фультону	$\frac{0.78-1.47}{1.11}$	$\frac{0.67-2.25}{1.26}$	$\frac{0.68-1.67}{1.29}$	$\frac{0.59-1.78}{1.31}$	1.25
Соотношение ♂:♀	1.5:1	1.5:1	1:1	1:9	1.2:1
Количество, экз. (%)	124 (18)	380 (55)	173 (25)	10 (2)	$\Sigma = 687$

ПРИМЕЧАНИЕ. Здесь и далее в таблицах: в числителе – пределы варьирования, в знаменателе – среднее значение.

Наблюдения за динамикой ряда морфофизиологических показателей показали их тесную связь с температурой. Для наиболее холодного по среднемесячным температурам гидробиологического лета 2008 г. средняя навеска снизилась в 1.7 раза, упитанность по Фультону – в 1.5 раза по сравнению с данными за теплые 2001-2003 гг. Линейные размеры (длины) варьировали незначительно (рис.6, 7).

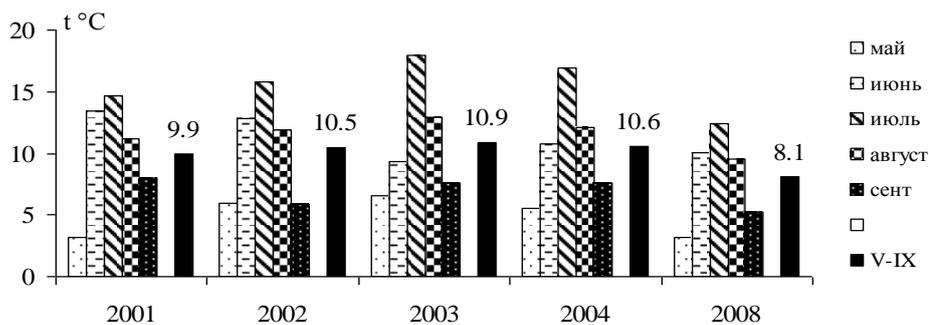


Рис.6. Динамика среднемесячных и средних температур воздуха в Ковдорском районе за период гидробиологического лета

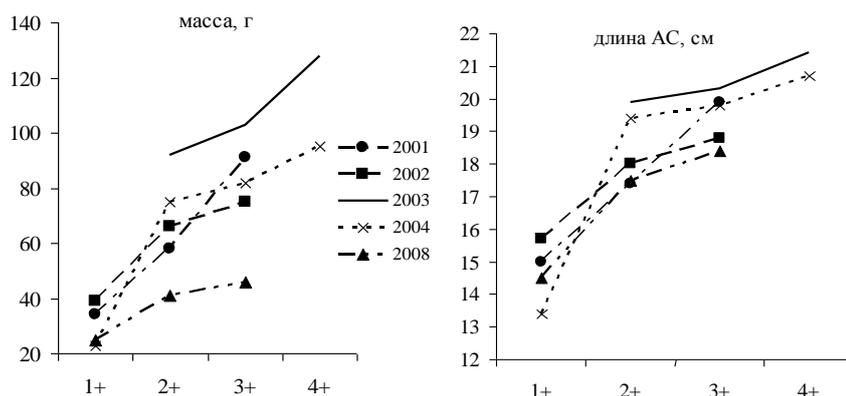


Рис.7. Межгодовые различия размерно-весовых показателей ряпушки оз.Ковдор

Нерест ряпушки происходил в конце сентября и начале октября при температуре воды от 2 до 5 °С. Особи с гонадами IV-V-VI стадий зрелости составляли более 90% от всех рыб в улове, их количество нарастало в каждом возрастном классе, четырехлетние рыбы участвовали в воспроизводстве практически полностью. Тем не менее, в уловах в незначительных количествах присутствовали трех- и четырехлетние особи, имевшие гонады во второй стадии зрелости и, соответственно, пропускавшие нерест. Половозрелыми рыбы становились на втором году жизни, минимальные размеры самцов и самок близки: масса 18 г и длина АС 13.5 см.

Абсолютная индивидуальная плодовитость (АИП) колебалась от 2.5 до 14.76 тыс. икринок, в среднем составляя 7 тыс. икринок, что в 3.5-7 раз больше, чем в других водоемах Мурманской области, где она не превышает 1-2 тыс. икринок (Антропогенные модификации ..., 2002). Относительная плодовитость (ОИП) варьировала от 37 до 160 шт. икринок, в среднем – 90 (табл.11).

Таблица 11

Характеристики нерестовых ряпушек

Возраст	Длина АС, см (масса, г)	Вес гонад, г	Коэффициент зрелости	АИП, шт.	ОИП, шт.	Количество экз.
1+	14.1 (30)	3.3-15.0 5.6	10.5-23.5 18.2	2500-3500 3070	94-160 126	15
2+	18.5 (72)	8.0-33.1 16.2	11.7-31.0 19.6	2875-13645 6760	37-147 82	59
3+	20.1 (93)	5.1-36.0 17.2	6.2-31.8 17.9	3900-14220 8038	35-155 88	54
4+	20.7 (112)	3.8-30 19.2	10.0-26.5 18.5	11900-14760 13300	90-130 110	9
Среднее	18.8 (78)	15.6	19	7066	90	Σ = 137

Гепатосоматический индекс (индекс печени) у нерестовых самок был выше, чем у самцов, что является обычным для рыб и объясняется накоплением в печени самок оовителлина, необходимого для роста гонад и в дальнейшем транспортируемого в овоциты. Коэффициент зрелости у самок варьировал в пределах от 16.8 до 22.5 (рис.8), у самцов составил 1.9 (1.4-2.4). Индекс сердца у самцов был выше, чем у самок (соответственно 2.16 и 2.05%).

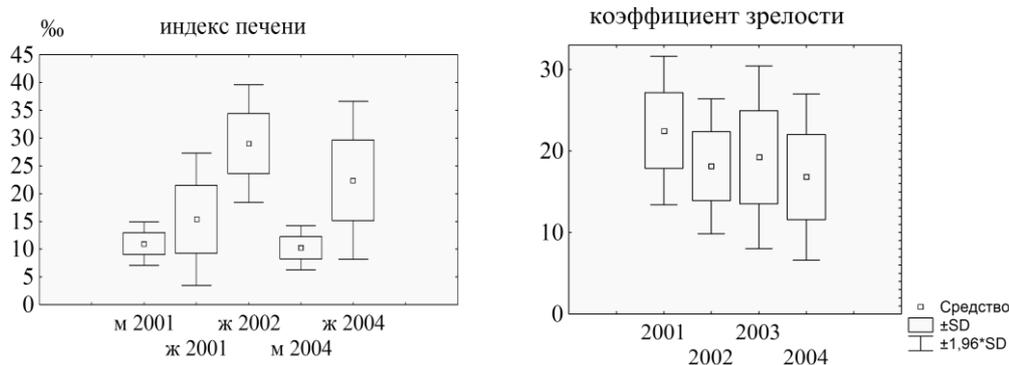


Рис.8. Морфофизиологические показатели ряпушки (оз.Ковдор)

Существование в условиях повышенной трофии проявилось в увеличении жиронакопления у рыб. При визуальном осмотре установлено, что максимальное количество полостного жира, оцениваемого 3-4 баллами, имели 50-80% исследовавшихся ряпушек (рис.9).

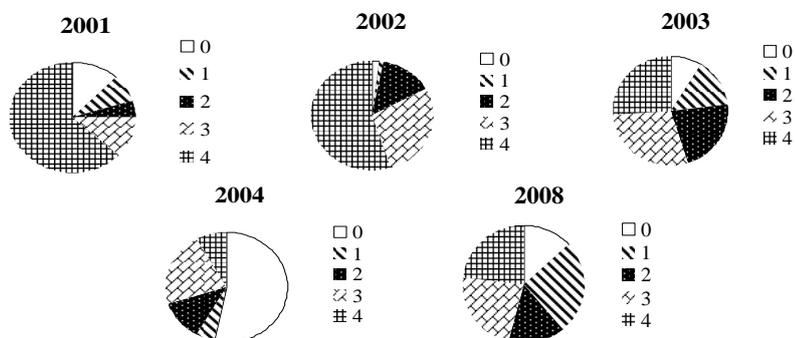


Рис.9. Показатели жиронакопления у ряпушки оз.Ковдор

Отличительной особенностью ковдорских ряпушек было наличие полостного жира у нерестящихся самок (на IV-V стадии зрелости), что в водоемах Кольского п-ова обычно не наблюдается (рис.10).



Рис.10. Отложение полостного жира на внутренних органах у нерестящейся самки ряпушки (оз.Ковдор, 2008 г.)

Анализ питания (76 желудков) показал, что пищевой рацион ряпушки состоял из 7 групп беспозвоночных животных. Наиболее массовым и постоянным компонентом пищи являлись ветвистоусые рачки – *Bosmina obtusirostris*, *Daphnia longispina*, из веслоногих рачков – *Cyclops sp.* Второстепенную роль в питании играл зообентос – двустворчатые моллюски *Pisidium sp.*, личинки и куколки хирономид. Единично в желудках встречались водные клопы (сем. Hydrocoridae) и икра (табл.12).

Таблица 12

Питание ряпушки (*F* – частота встречаемости, %; *P* – доля по массе, %)

Таксоны	IX-X, 2001 г.		X, 2003 г.		X, 2004 г.		VI, 2008 г.		VII, 2008 г.		IX, 2008 г.	
	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
	Класс Bivalvia – двустворчатые моллюски											
<i>Pisidium sp.</i>	-	-	-	-	-	-	14	6.0	-	-	8	13.5
	Класс Crustacea – ракообразные											
	Отряд Cladocera – ветвистоусые											
<i>Daphnia longispina</i>	-	-	-	-	60	30	-	-	6	0.97	-	-
<i>Bosmina obtusirostris</i>	100	94	88	98	100	56	14	1.0	6	0.03	-	-
	Отряд Copepoda – веслоногие											
<i>Cyclops sp.</i>	-	-	-	-	-	-	86	60	50	22	-	-
	Класс Insecta – насекомые											
	Отряд Heteroptera (клопы)											
Сем. Hydrocoridae	-	-	-	-	16	3.5	-	-	-	-	-	-
	Отряд Diptera – двукрылые											
Сем. Chironomidae	-	-	-	-	-	-	19	2.0	50	64	8	6.5
	Другие объекты											
Икра	17	6	-	-	16	3.5	-	-	-	-	-	-
Неопределяемая масса	-	-	12	2	33	7	38	31	17	13	92	80
Общий индекс наполнения, ‰	14.8		9.8		0.5		6.0		9.4		2.7	
Количество, экз.	6		16		6		21		15		12	

Нерестящиеся самки ряпушки продолжали питаться, что не характерно для сиговых рыб. Во время нереста спектр питания не менялся, случаи нахождения икры в желудках единичны.

Отмечена значительная вариабельность в объектах питания в зависимости от года и сезона. В 2001, 2003 и 2004 гг. объектами питания являлись ветвистоусые рачки, преимущественно босмины. В неблагоприятном по температурному режиму 2008 г. спектр питания расширился. В июне и сентябре среди кормовых объектов появились двустворчатые моллюски (*Pisidium sp.*), в течение всего периода наблюдений в пищевом комке присутствовали личинки и куколки комаров (сем. Chironomidae), и в июле они составили основу питания ряпушки (65% по массе). Несмотря на то, что в зоопланктонных пробах биомасса босмин была сопоставима с таковой у циклопов (*Cyclops sp.*), их доля по массе в желудках ряпушки не превышала 1%. Качественная однородность состава пищи (монофагия) могла свидетельствовать об агрегированном распределении зоопланктона в водоеме, что позволяет рыбам использовать такие агрегации в пищу. Средняя величина общего индекса наполнения по всей выборке варьировала в различные годы от 0.5 до 14.8‰, максимальный индивидуальный показатель достигал 44‰. Тип питания ряпушки преимущественно планктонный. Организмы зообентоса отмечались в желудках ряпушек длиной свыше 15 см.

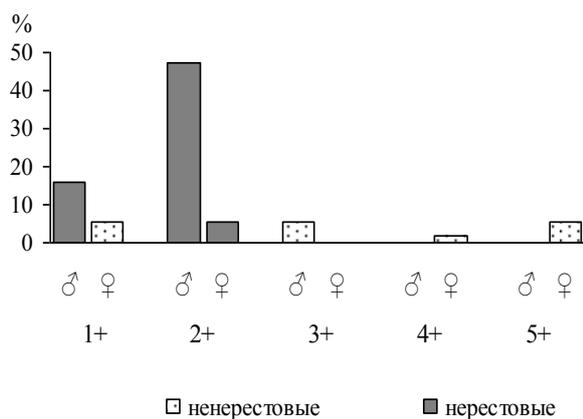
Количество организмов в одном желудке определялось размерами пищевого компонента. Для босмин эта величина изменялась от 220 до 43000 экз., для дафний – от 320 до 600 экз. Зообентосные организмы присутствовали в значительно меньших количествах: личинки хирономид не более 260 экз., куколки хирономид – 84 экз., моллюски – 50 экз.

Анализ интенсивности питания выявил, что во время нереста продолжали питаться от 19 до 30% рыб. Данные по сезонной динамике, прослеженной в 2008 г., показали, что наиболее активный откорм происходил в июне-июле (84-100% питающихся особей) и снижался в сентябре (50%).

В озере совместно обитали среднетычинковые (жаберных тычинок от 31 до 45, в среднем 40) и малотычинковые сиги (жаберных тычинок от 16 до 30, в среднем 24).

Возрастной ряд *среднетычинковых сегов* насчитывал 5 групп (рис.11). Самцы старше четырех лет в улове не отмечены, предельный возраст самок достигал шести лет. В уловах преобладали двух-трехлетние особи (80%).

### среднетычинковые сиги



### малотычинковые сиги

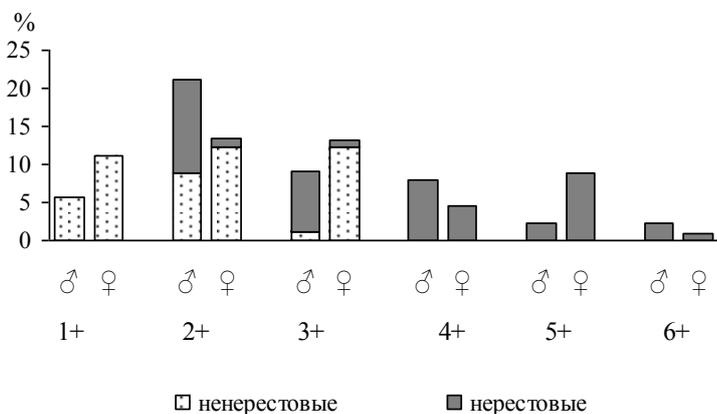


Рис.11. Возрастная и половая структура сегов оз.Ковдор

Средние линейно-весовые размеры составляли 20 см и 144 г, масса наиболее крупной шестилетней самки – 406 г при длине 32 см. Среднее значение коэффициента упитанности по Фультону – 1.31 (табл.13).

Таблица 13

## Размерно-возрастные характеристики сига оз.Ковдор

Параметры	Возраст, лет						Среднее
	1+	2+	3+	4+	5+	6+	
<b>Среднетычинковые сига</b>							
Масса, г	<u>17-117</u> 51	<u>51-110</u> 74	210	<u>244-323</u> 284	406	-	114
Длина АС, см	<u>12.5-21.5</u> 16.5	<u>16.9-22.2</u> 18.8	23.6	<u>27.2-29.1</u> 28.2	31.8	-	20.1
Упитанность по Фультону	<u>0.99-1.39</u> 1.16	<u>1.14-1.46</u> 1.28	1.84	<u>1.47-1.50</u> 1.48	1.52	-	1.31
Соотношение ♂:♀	3:1	9:1	1:0	0:2	0:1	-	2.6:1
Количество, экз. (%)	5 (26)	10 (54)	1 (5)	2 (10)	1 (5)	0	19
<b>Малотычинковые сига</b>							
Масса, г	<u>22-105</u> 83	<u>68-280</u> 161	<u>121-355</u> 250	<u>207-458</u> 295	<u>221-626</u> 387	<u>360-811</u> 548	219
Длина АС, см	<u>12.5-21.0</u> 20.0	<u>18.5-20.1</u> 23.5	<u>21.6-30.9</u> 27.3	<u>26.7-33.4</u> 28.9	<u>27.0-34.2</u> 30.5	<u>31.1-38.5</u> 34.4	25.3
Упитанность по Фультону	<u>1.12-1.41</u> 1.32	<u>1.15-1.52</u> 1.32	<u>1.11-2.06</u> 1.42	<u>1.25-1.60</u> 1.42	<u>1.33-1.89</u> 1.52	<u>1.31-1.60</u> 1.48	1.40
Соотношение ♂:♀	1:2	1.6:1	1:1.5	1.8:1	1:4	2:1	1:1
Количество, экз. (%)	16 (18)	31 (34)	20 (22)	11 (12)	10 (11)	3 (3)	91

В половой структуре преобладали самцы, их количество в 2.6 раза больше, чем самок. Половозрелыми самцы становились в двухлетнем возрасте, минимальные размеры самца с гонадами на IV стадии развития равнялись 14.5 см и 25 г, основу нерестового стада составляли рыбы длиной от 16 до 20 см и массой от 45 до 110 г. В сентябрьских-октябрьских уловах все самцы были готовы к нересту, в то время как трехлетняя нерестовая самка присутствовала в единственном экземпляре. Крупные четырех-шестилетние особи как самцы, так и самки в нересте не участвовали.

Сига имели высокие показатели жиронакопления. У двух экземпляров (10%) количество полостного жира визуально определялось на 0 и 1 балл, у основной массы рыб (80%) этот показатель оценивался 3-4 баллами (рис.12).

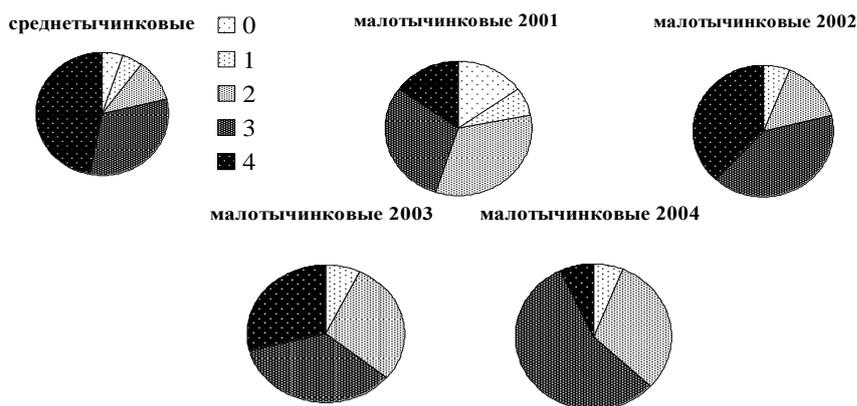


Рис.12. Показатели жиронакопления сига оз.Ковдор (в баллах)

Анализ интенсивности питания выявил, что самцы, участвующие в нересте, откорм прекращают. Степень наполнения желудка на 3 балла отмечена у пропускающей нерест шестилетней самки и у ювенильной особи. Состав пищевого комка был определен у 1 экз., в желудке находилась икра.

Гепатосоматический индекс самцов и самок достоверно не различался, что может объясняться малым количеством самок в выборке и отсутствием среди них нерестящихся, и был равен соответственно 14.5 и 14.2%. Коэффициент зрелости самцов колебался от 0.8 до 2.0 (среднее значение 1.5), у самок определен для одной особи с гонадами на III стадии развития – 23.5. Индекс сердца у самцов и самок не различался (2.08 и 2.11% соответственно).

**Малотычинковые сиги** (83% от численности всех сигов) были представлены шестью возрастными группами, предельный возраст – 7 лет. В уловах преобладали рыбы в возрасте 4-6 лет (рис.11). Средняя навеска малотычинковых сигов составляла 217 г, длина по Смитту – 25.2 см. Максимальные размеры семилетней самки достигали: масса – 810 г, длина АС – 38.5 см. Сиги имели высокий коэффициент упитанности – 1.40 (табл.13). Соотношение полов в целом по выборке практически равное, при разнонаправленном доминировании в каждой возрастной группе.

При сопоставлении длины и массы сигов из оз.Ковдор и оз.Имандра следует отметить более высокие показатели первых, причем как для малотычинковой, так и для среднетычинковой формы (рис.13).

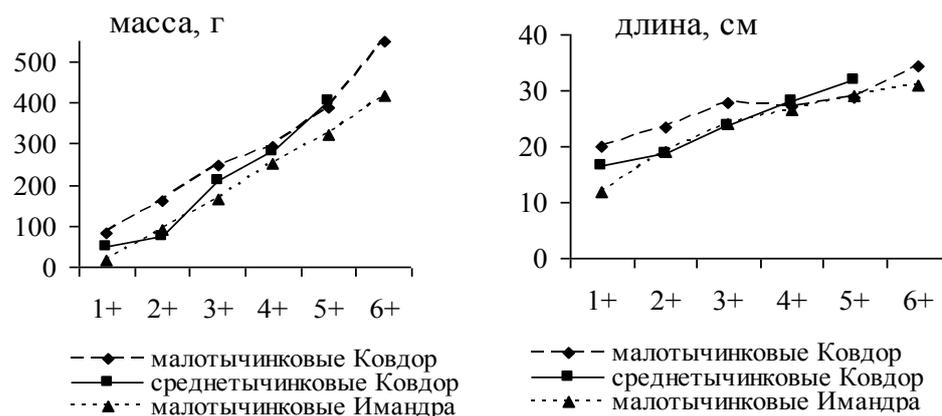


Рис.13. Сравнительная характеристика размерно-возрастной структуры популяций сига в оз.Ковдор (2001-2008 гг.) и в оз.Имандра (1996-1997 гг.)

Самцы становятся репродуктивными в трехлетнем возрасте, минимальные размеры половозрелого сига составляли 22.7 см при массе 116 г. Массовое вступление в нерестовое стадо происходило в пятилетнем возрасте. У самок впервые созревающие особи наблюдались в возрасте 3+, наименьшие зафиксированные размеры готовой к нересту самки составляли 184 г при длине 29 см. Массовое участие в нересте у самцов происходило в четырехлетнем возрасте, самки пополняли нерестовое стадо с пятилетнего возраста.

Показатели жиронакопления также высокие, особи со значительным содержанием полостного жира составляли более половины из просмотренных рыб (рис.12).

Абсолютная индивидуальная плодовитость (АИП) колебалась от 4.3 до 54 тыс. икринок, в среднем составляя 16.8 тыс. икринок (табл.14), что выше, чем у сига из водохранилища Имандра, где максимальная АИП не превышала 30 тыс. икринок, а средняя для пяти-шестилетних самок была 6.6 и 9 тыс. икринок соответственно (Антропогенные модификации ..., 2002). Аналогичная закономерность выявлена и для относительной плодовитости, средние показатели у самок из оз.Ковдор в 1.4 раза больше, чем у «имандровских» рыб.

Таблица 14

Характеристики самок малотычинкового сига

Возраст	Стадия зрелости	Длина АС, см (масса, г)	Вес гонад, г	Коэффициент зрелости	АИП, тыс. шт.	ОИП, шт.	Количество, экз.
1+	I-II	19.9 (91)	0.1	0.05-0.20 0.1	-	-	6
2+	II	26.5 (242)	0.7	0.29	-	-	1
3+	II-III	28.1 (265)	0.50-2.10 0.86	0.32 0.19-0.70	-	-	8
4+	IV	27.6 (270)	18-36 24.7	7.3-13.4 9.2	6.415-8.8 7.6	19-24 22	4
5+	IV	30.4 (390)	24-73 38	5.3-12.5 9.8	4.25-26.76 13.045	18-56 32	8
6+	IV	38.8 (811)	97	12	54.029	67	1
Среднее 4+-6+	IV	30.1 (389)	39	10	16.8	36	Σ = 28

Анализ питания (25 экз.) показал, что пищевой рацион малотычинковых сига состоял из 9 групп беспозвоночных животных и был представлен зообентосными организмами: двустворчатыми моллюсками (р. *Euglesa* и р. *Pisidium*), личинками комаров (сем. *Chironomidae*) (табл.15). Второстепенную роль в питании играли брюхоногие моллюски (сем. *Limnaeidae* и *Valvatidae*). Единично были отмечены ветвистоусые рачки (*Bythotrephes sp.*), личинки ручейников и мокрецов. В октябре 2002 г. более половины исследованных желудков были заполнены икрой ряпушки, что доказывает влияние сига на эффективность ее нереста. Общий индекс наполнения был небольшим и варьировал у отдельных рыб от 0.1 до 18.0‰, средние значения по выборке изменялись от 1.2 до 9.1‰, что объясняется сбором материала в основном в преднерестовый период, когда активное питание уже прекращается.

Наибольшее количество личинок хирономид, обнаруженных в одном желудке, достигало 135 экз., моллюсков р. *Euglesa* – 112, мокрецов – 28 организмов.

Анализ интенсивности питания выявил, что период откорма у сига достаточно продолжительный и может продолжаться во время нереста.

**Кумжа** в уловах была представлена особями 2-6 года жизни с преобладанием младших возрастов (рис.14).

Масса варьировала от 32 до 547 г (в среднем 138), длина по Смитту – от 14.8 до 35.3 см (в среднем – 20.9) (табл.16). Коэффициент упитанности высокий – 1.47. Половая структура характеризовалась преобладанием самок.

Таблица 15

Питание малотычинкового сига  
(*F* – частота встречаемости, %; *P* – доля по массе, %)

Таксоны	IX-X, 2001 г.		X, 2003 г.		X, 2004 г.		VI, 2008 г.	
	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Класс Bivalvia – двустворчатые моллюски								
<i>Pisidium sp.</i>	-	-	12.5	1.0	-	-	-	-
<i>Euglesa sp.</i>	18	1.0	50	44	-	-	100	64
Класс Gastropoda – брюхоногие моллюски								
<i>Valvata sp.</i>	9	2.0	-	-	-	-	-	-
<i>Limnea ovata</i>	9	1.0	-	-	-	-	-	-
Класс Crustacea – ракообразные								
Отряд Cladocera (ветвистоусые)								
<i>Bythotrephes longimanus</i>	18	20	-	-	-	-	-	-
Класс Insecta – насекомые								
Отряд Trichoptera – ручейники								
<i>Trichoptera sp.</i>	9	6.0	-	-	-	-	-	-
Отряд Diptera – двукрылые								
Сем. Chironomidae – звонцы	45	32	-	-	20	48	-	-
Сем. Ceratopogonidae – мокрецы	-	-	-	-	20	44	-	-
Другие объекты								
Икра	9	3.0	63	51	60	8	-	-
семена	-	-	12.5	4.0	-	-	-	-
Неопределяемая масса	54	35	-	-	-	-	100	36
Общий индекс наполнения, ‰	8.5		9.1		1.2		3.3	
Количество, экз.	11		8		5		1	

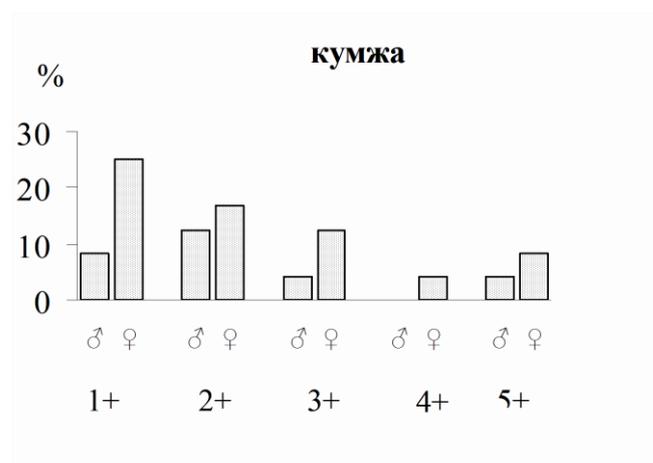


Рис. 14. Возрастная и половая структура кумжи оз.Ковдор

Несмотря на высокий коэффициент упитанности, у более 70% особей имелось незначительное количество внутривисцерального жира (1-2 балла) или он отсутствовал.

Таблица 16

## Размерно-возрастные характеристики кумжи оз.Ковдор

Параметры	Возраст, лет					Среднее
	1+	2+	3+	4+	5+	
Масса, г	<u>32-112</u> 57	<u>63-133</u> 88	<u>81-144</u> 110	238	<u>467-547</u> 503	138
Длина АС, см	<u>14.2-20.8</u> 16.8	<u>17.8-23.3</u> 19.8	<u>18.8-22.4</u> 20.9	26.5	<u>33.2-35.5</u> 33.9	20.9
Упитанность по Фультону	<u>1.32-1.67</u> 1.47	<u>1.10-1.83</u> 1.42	<u>1.39-1.50</u> 1.44	1.58	<u>1.49-1.66</u> 1.57	1.47
Соотношение ♂:♀	1:1.5	1:1	1:3	0:1	1:2	1:2
Количество, экз. (%)	9 (38)	7 (29)	4 (17)	1 (4)	3 (12)	Σ = 24

Предположительно, кумжа не является постоянной обитательницей озера и мигрирует из р. Ковдора для откорма, поскольку рыбы имели гонады на I-II стадиях зрелости. Данные по питанию немногочисленны, в двух желудках были обнаружены гольян и девятииглая колюшка. В целом интенсивность питания невысокая, рыбы с пустыми желудками или с минимальной степенью наполнения последних составляли 40% от всех исследованных особей.

**Окунь** в уловах впервые появился в 2008 г. Среди выловленных рыб преобладали трехлетние особи (рис.15).

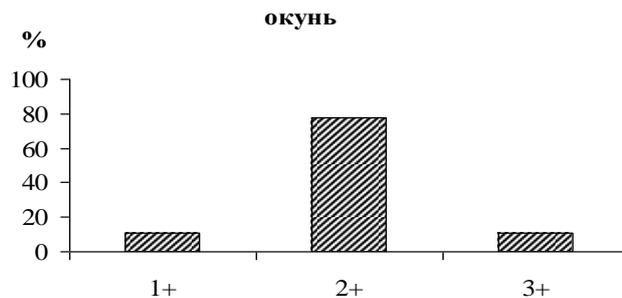


Рис.15. Возрастная структура окуня оз.Ковдор

Окунь имел мелкие размеры: длина АС – 12.5-16.0 см (в среднем 14.4), масса 25-58 г (в среднем 40 г). Отличался наиболее высоким среди всех исследованных рыб коэффициентом упитанности – 1.73. Половая структура демонстрировала резкое доминирование самок (табл.17).

Таблица 17

## Размерно-возрастные характеристики окуня оз.Ковдор

Параметры	Возраст, лет			Среднее
	1+	2+	3+	
Масса, г	25	<u>28-58</u> 41	54	40
Длина АС, см	12.5	<u>13.0-16.0</u> 14.6	15.5	14.4
Упитанность по Фультону	1.64	<u>1.50-2.05</u> 1.71	1.97	1.73
Соотношение ♂:♀	0:1	1:2.5	0:1	1:3.5
Количество, экз. (%)	1 (11)	7 (78)	1 (11)	Σ = 9

Все особи имели гонады I-II стадии развития, т.е. представляли собой нагульное стадо.

В летний период спектр питания окуня был представлен 5 группами организмов. По частоте встречаемости в июле преобладали куколки и личинки комаров (сем. Chironomidae) и девятииглая колюшка, далее следовали бокоплавцы. Единично отмечена пиявка. По биомассе доминировала девятииглая колюшка. В сентябре окунь питался исключительно гольяном (табл.18). Общий индекс наполнения желудков у отдельных рыб варьировал от 0.1 до 164‰, средние величины по выборке в июле и июне составляли соответственно 13.6 и 121‰. Интенсивность питания высокая, из 9 экз. только один имел пустой желудок. Наибольшее количество куколок комаров, обнаруженное в одном желудке, достигало 110 экз., личинок комаров – 5 экз., пиявок – 4 экз., колюшек – 3 экз.

Таблица 18

Питание окуня (*F* – частота встречаемости, %; *P* – доля по массе, %) в 2008 г.

Таксоны	Июль		Сентябрь	
	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Класс Hirudinea (пиявки)				
<i>Glossiphonia complanata</i>	25	< 0.01	-	-
Класс Malacostraca (высшие раки)				
Отряд Amphipoda (бокоплавцы)				
<i>Pallasea quadrispinosa</i>	50	2.5	-	-
Класс Insecta (насекомые)				
Отряд Diptera (двукрылые)				
Семейство Chironomidae (звонцы)	75	11.5	-	-
Класс Osteichthyes (костные рыбы)				
Семейство Cyprinidae (карповые)				
<i>Phoxinus phoxinus</i> (гольян)	-	-	100	100
Семейство Gasterosteidae (колюшковые)				
<i>Pungitius pungitius pungitius</i> (девятииглая колюшка)	75	86	-	-
Общий индекс наполнения, ‰	13.6		121	
Количество, экз.	4		3	

**Налим** в уловах представлен двумя особями – ювенильной с массой 135 г и длиной 23.0 см и самцом массой 204 г и длиной 29.5 см. Коэффициент упитанности невысокий – 0.78. Данных по питанию нет.

### Заклучение

Изменение качества воды и, соответственно, условий обитания гидробионтов вызывается множеством факторов, среди которых основными являются загрязнение различного рода поллютантами и антропогенное эвтрофирование (Болотова и др., 1996; Кашулин и др., 1999; Антропогенные модификации ..., 2002).

Анализ гидрохимических данных по оз.Ковдор показал, что концентрации всех химических элементов, в том числе и биогенов, в нем выше, чем в не загрязняемых условно-фоновых водоемах Мурманской области. Содержание общего фосфора в различные годы и сезоны достигало 220-440 мкг/л (природное – 7-16 мкг/л), общего азота до 980-2300 мкгN/л (природное – 300-700 мкг/л). Выраженный процесс антропогенного эвтрофирования сопряжен с загрязнением тяжелыми металлами (ТМ), являющимися одними из самых опасных видов поллютантов вследствие их высокой токсичности. Предельно допустимые концентрации, установленные для рыбохозяйственных водоемов, по большинству ТМ не превышены, что позволяет оценить гидрохимические условия как субтоксичные.

Водорослевые сообщества оз.Ковдор и прилегающих водотоков характеризуются большим числом видов при сравнительно низком индексе видового разнообразия, что обусловлено ярко выраженными доминантами в структуре сообществ. Фитопланктон в озере способен к массовому развитию диатомовых водорослей в начале лета в поверхностных слоях воды, что обусловлено высоким содержанием в воде элементов минерального питания, в основном фосфатов. При этом низкая прозрачность воды не позволяет водорослям использовать фосфаты в более глубоких слоях воды. Это обуславливает резкое отличие видового состава, структуры, численных характеристик водорослевых сообществ в поверхностных и глубоких слоях водной толщи. Сезонная динамика характеризуется резким пиком массового развития диатомового планктона в начале лета. Данные прошлых лет свидетельствуют о значительной интенсификации процессов антропогенного эвтрофирования в озере. Обрастания (фитоперифитон) на литорали оз.Ковдор и прилегающих водотоках формируют устойчивые сообщества, богатые по числу видов, с ярко выраженными доминантами. По экологическим характеристикам их можно назвать олиготрофно-мезотрофными. Являясь экотонными сравнительно устойчивыми сообществами, обрастания более четко, нежели фитопланктон, отражают состояние водоема, что особенно важно учитывать при нерегулярных наблюдениях. С другой стороны, заниженные показатели сапробности, рассчитанные по фитоперифитону, могут быть следствием токсической нагрузки.

В зоопланктонном сообществе происходило снижение видового разнообразия за счет исчезновения чувствительных к ухудшению экологических условий реликтов и представителей фауны олиготрофных озер (*Leptodora kindtii*, *Bythotrephes longimanus*, *Eudiaptomus graciloides*, *Heterocope appendiculata*). Состав руководящего комплекса слагался из мелких, с простыми жизненными циклами и высокой скоростью размножения эврибионтных видов, типичных индикаторов загрязнения: коловраток *Asplanhca priodonta*, *Synhaeta sp.*, *Brachionus calyciflorus*, *Polyarthra sp.*, *Keratella quadrata* и ветвистоусого рачка *Bosmina obtusirostris*. Роль коловраток как естественного биофильтра по своей мощности не сравнима с ракообразными, что свидетельствует об ухудшении самоочистительной способности водоема. Меньшее таксономическое разнообразие озерного зоопланктона объясняется более коротким рядом наблюдений (по сравнению с речным) и сроками отбора (преимущественно осень, т.е. в период снижения его функциональной активности). Показатели общей численности и биомассы озерного зоопланктона почти на порядок превышали таковые, характерные для олиготрофных субарктических водоемов – 0.68-28.26 тыс. экз/м<sup>3</sup> и 0.001-0.38 г/м<sup>3</sup> соответственно (Большие озера ..., 1975; Рыбы ..., 1966). Зоопланктон, являясь одним из компонентов кормовой базы рыб, играет значительную роль в рыбопродуктивности водоема, при среднем уровне трофности (2-4 г/м<sup>3</sup>) и кормовая база может быть оценена как достаточная.

Хорошая обеспеченность пищевыми ресурсами обусловила высокую численность ряпушки, а также присутствие сравнительно редко встречающейся среднетычинковой формы сига. Особый интерес представляет состояние популяции ряпушки, приобретшей в условиях повышенной трофии пластические признаки, характерные для крупной формы ряпушки карельских водоемов. Ее весовые характеристики при сравнении с одновозрастными ряпушками олиготрофных водоемов выше в 2-3 раза, линейные в 1.3-1.4 раза. Отсутствие пропусков в нересте и короткий жизненный цикл позволяют отнести ее к мелкой форме ряпушки, популяция которой сформировалась по аллопатрическому

типу. Для крупной формы типичным был бы более длинный возрастной ряд (до 10 возрастных классов) и неежегодность нереста, как это наблюдается у ряпушек Ладожского озера, озер Карелии и Норило-Пясинской водной системы (Максимов и др., 1995). Вместе с тем ковдорская ряпушка имеет близкие размерно-весовые характеристики при сравнении с одновозрастной крупной ряпушкой (кильцом) из Онежского озера (Бабий, Сергеева, 2003). С улучшением условий питания увеличивается численность популяции рыб, это сопровождается ускорением темпов роста, более ранним созреванием, увеличением плодовитости, повышением жирности, снижением смертности на всех этапах онтогенеза. В исследованном водоеме следует говорить о выживании в условиях хронического токсикоза и включении компенсаторных (защитных) механизмов, позволивших не только поддерживать высокую численность, но и достичь предельных для данной мелкой формы размеров.

По совокупности морфофизиологических признаков (возрастная структура, особенности созревания, размерно-весовые характеристики) обитающая в оз.Ковдор ряпушка относится к мелкой форме. На изменение трофического статуса водоема ответные реакции на популяционном уровне проявились в увеличении линейно-весовых показателей (соответственно в 2 и 6 раз относительно типичных для олиготрофных озер), темпа роста, показателя упитанности и количества продуцируемой икры (в среднем 6.5 тыс. икринок, что в 4-6 раз больше, чем в других водоемах). Увеличение размеров позволило расширить спектр питания. В неблагоприятных условиях при достижении длины 15 см ряпушка, наряду с зоопланктоном, включала в свой рацион бентосные организмы, что может снижать внутривидовую конкуренцию в условиях высокой плотности популяции.

Таким образом, несмотря на значительное антропогенное загрязнение, экосистема озера Ковдор сумела приспособиться к нарушенным условиям обитания. Такие виды, как кумжа, окунь и сиг, используют его в качестве нагульного водоема. Более короткоцикловый вид – ряпушка сохранил способность успешно размножаться и обеспечивает в настоящее время основной запас ихтиомассы в водоеме. Наличие представителей лососевых и сиговых позволяет отнести оз.Ковдор к водоему высшей рыбохозяйственной категории. Организация промышленного лова в ограниченных масштабах нецелесообразна, поскольку поступающие и уже имеющиеся в донных осадках нефтепродукты и их производные, накапливаясь в организме рыб, сделали мясо рыб непригодными для употребления в пищу.

В силу того что весь жизненный цикл гидробионтов проходит в воде, они являются наиболее чувствительными к изменению качества водной среды по сравнению с другими животными. Качественные и количественные показатели гидробионтов проявляют определенную специфику в зависимости от степени техногенного загрязнения водоема и хорошо отражают различия в условиях существования гидробионтов как в водоеме в целом, так и в его отдельных участках. Влияние эвтрофирования на экологическое состояние оз.Ковдор идет по тому же пути, что и в других водоемах (Изменения структуры ..., 1982; Одум, 1986; Терещенко и др., 2004). Изменения выявляются на всех уровнях организации гидробиоценоза, высокие количественные показатели отмечены по всей длине пищевой цепи, начиная от первичных продуцентов и заканчивая рыбами-планктонофагами. Данные по начальному состоянию данного водоема отсутствуют, но в настоящее время можно сказать, что поток энергии идет по планктонному пути: фитопланктон – зоопланктон – ряпушка.

Трофический статус водоема по различным показателям и в зависимости от сезона изменяется от мезотрофного до гиперэвтрофного. Качество воды по индексу сапробности в р.Ковдора выше источника загрязнения оценивается как «воды чистые», ниже – как «умеренно загрязненные». В самом озере по содержанию хлорофилла «а», уровню биомассы летнего фито- и зоопланктона, наличию β-мезосапробов среди фито- и зоопланктеров и макрозообентосных организмов качество вод соответствует III классу – «умеренно загрязненные воды». Исходя из индексов сапробности, рассчитанных по фитоперифитону, класс качества вод может быть оценен как II – «чистые воды». Таким образом, реальное состояние водоема в настоящее время, очевидно, соответствует III классу качества.

## Литература

- Алекин О.А. Основы гидрохимии. Л.: Гидрометеиздат. 1953. 294 с.
- Антропогенные изменения лотических экосистем Мурманской области. Ч.1: Ковдорский район / под ред. Н.А. Кашулина. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2005. 234 с.
- Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра / под ред. Т.И. Моисеенко. М.: Наука, 2002. 403 с.
- Бабий А.А. Крупная ряпушка – килец *Coregonus albula* Онежского озера / А.А.Бабий, Т.И.Сергеева // Вопр. ихтиологии. 2003. Т.43, № 3. С. 345-351.
- Болотова Н.Л. Изменение рыбной части сообщества и уловов при эвтрофировании крупного северного озера / Н.Л.Болотова и др. // Вопр. ихтиологии. 1996. Т.36, № 4. С. 470-480.
- Большие озера Кольского полуострова / под ред. Л.Ф.Форш, В.Г.Драбковой. Л.: Наука, 1975. 350 с.
- Виноградов А.П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры // Геохимия. 1962. № 7. С. 555-571.
- Денисов Д.Б. Экологические особенности водорослевых сообществ разнотипных субарктических водоемов // Вестник Кольского науч. центра РАН. 2010. № 1. С. 48-55.
- Изменения структуры рыбного населения эвтрофируемого водоема / под ред. М.И.Шатуновского. М.: Наука, 1982. 248 с.
- Кашулин Н.А. Рыбы пресных вод Субарктики как биоиндикаторы техногенного загрязнения / Н.А.Кашулин. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1999. 142 с.
- Кашулин Н.А. Рыбы малых озёр Северной Фенноскандии в условиях аэротехногенного загрязнения. Апатиты: Изд. КНЦ РАН. 2004. 130 с.
- Китаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М.: Наука, 1984. 207 с.
- Кузнецов С. И. Микрофлора озер и ее геохимическая деятельность. Л.: Наука. 1970. 440 с.
- Максимов С.В. Сибирская ряпушка *Coregonus sardinella* из водоемов Норило-Пясинской водной системы / С.В.Максимов и др. // Вопр. ихтиологии. 1995. Т.35, № 4. С. 445-454.
- Методическое пособие по изучению питания и пищевых отношений рыб в естественных условиях. М.: Наука, 1974. 256 с.
- Мина М.В. задачи и методы изучения в природных условиях // Современные проблемы ихтиологии. М.: Наука, 1981. С. 177-195.
- Одум Ю. Экология. М.: Мир, 1986. Т.1. 328 с.

- Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. М.: Пищ. пром-сть, 1966. 375 с.  
 Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / В.А. Абакумов и др. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 318 с.  
 Рыбы Мурманской области. Мурманск, 1966. 334 с.  
 Сметанин М.М. О методах определения возраста рыб (обзор) / М.М.Сметанин и др. // Биология внутренних вод. 2002. № 2. С. 15-19.  
 Терещенко В.Г. Формирование структуры рыбного населения водохранилища при интродукции новых видов рыб с первых лет его существования / В.Г.Терещенко // Вопр. ихтиологии. 2004. Т.44, № 5. С. 619-631.  
 Шаров А.Н. Фитопланктон водоемов Кольского полуострова. Петрозаводск: Карельский науч. центр РАН, 2004. 113 с.  
 Яковлев В.А. Пресноводный зообентос Северной Фенноскандии (разнообразие, структура и антропогенная динамика). Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 2005. Ч.1.161 с.  
 Dauvalter V. Metal concentrations in sediments in acidifying lakes in Finnish Lapland // Boreal Environment Res. 1997. Vol.2. P. 369-379.  
 Håkanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control – a sedimentological approach // Water Res. 1980. Vol.14. P. 975-1001.  
 OECD. Eutrophication of waters: monitoring assessment and control / R.A.Vollenveider, J.J.Kerekes. Paris, 1982. 154 p.  
 Tuchman N.C. Relative importance of microbes versus macroinvertebrate shredders in the process of leaf decay in lakes of differing pH // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1993. Vol.50. P. 2707-2712.

*Сведения об авторах*

**Королева Ирина Михайловна,**

кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Валькова Светлана Александровна,**

кандидат биологических наук, научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Вандыш Оксана Ивановна,**

кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Денисов Дмитрий Борисович,**

кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Терентьев Петр Михайлович,**

кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Сандимиров Сергей Степанович,**

кандидат географических наук, старший научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Даувальтер Владимир Андреевич,**

доктор географических наук, главный научный сотрудник Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Кашулин Николай Александрович,**

доктор биологических наук, заведующий лабораторией «Водные экосистемы» Института проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН

**Koroleva Irina Mikhaylovna,**

PhD(Bio), Senior Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

**Valkova Svetlana Alexandrovna,**

PhD(Bio), Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

**Vandysh Oxana Ivanovna,**

PhD(Bio), Senior Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

**Denisov Dmitry Borisovich,**

PhD(Bio), Senior Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

**Terentjev Peter Mikhailovich,**

PhD(Bio), Senior Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

**Sandimirov Sergey Stepanovich,**

PhD(Geo), Senior Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

**Dauvalter Vladimir Andreyevich,**

Dr.Sci(Geo), Leading Research Fellow of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences

**Kashulin Nikalay Alexandrovich,**

Dr.Sci(Bio), Head of the Water Ecosystem Laboratory of Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences